Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

VARGA
Vandressource Genvindingsanlæg

MUDP Rapport

September 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Dines Thornberg og Lars Krogsgaard Nielsen; BIOFOS
Jeanette Agertved Madsen, Anna Katrine Vangsgaard og Jacob Kragh Andersen; EnviDan
Maria Faragó og Lisbeth M. Ottosen; DTU Sustain
Mikkel Holmen Andersen; Unisense Environment A/S

ISBN: 978-87-7038-559-6

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøsty-relsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord		**6**
Resume		**7**
English summary		**10**
1.	**Baggrund og formål**	**13**
1.1	Formål	14
1.2	Referencer	14
2.	**Indledning**	**15**
3.	**Kulstofhøst**	**17**
3.1	Baggrund	17
3.2	Oprindeligt formål	17
3.2.1	Fordele drift	17
3.2.2	Fordele anlæg	18
3.2.3	Indvirkning på resterende drift på RA	18
3.3	Metoder/forsøgsbeskrivelse	18
3.3.1	Pilotforsøg	18
3.3.2	Demonstration i fuld-skala	18
3.4	Resultater	20
3.4.1	Praktiske erfaringer	20
3.4.2	Evaluering af målsætning	20
3.5	Perspektivering	21
3.5.1	Udfordringer	21
3.5.2	Høst af kulstof	21
3.5.3	Opkoncentrering af slam	21
3.5.4	Fortsat afdækning	22
4.	**Lattergas**	**23**
4.1	Baggrund	23
4.2	Formål	23
4.3	Metoder og forsøgsbeskrivelse	23
4.3.1	Sensorinstallation og kortlægning af emissioner	23
4.4	Resultater	24
4.4.1	Målte lattergasemissioner	24
4.4.2	Test af strategier for at nedsætte lattergasemissioner	25
4.5	Perspektiver	27
4.6	Referencer	28
5.	**Bioforgasning af KOD og digestat til økologisk landbrug**	**29**
5.1	Baggrund	29
5.2	Formål	30
5.3	Metode og forsøgsbeskrivelse	31
5.4	Resultater	31

5.5	Perspektivering	35
5.6	Referencer	35
6.	**Fosfor genvinding**	**36**
6.1	Baggrund	36
6.1.1	Fosfor genvinding fra spildevand	36
6.1.2	Beskrivelse af idé og princip i Elektrodialysen	37
6.2	Formål	37
6.3	Metoder og forsøgsbeskrivelse	37
6.3.1	Design af prototype	37
6.3.2	Forsøg med elektrodialyse	39
6.3.3	Forsøg med restsand	39
6.4	Resultater af elektrolyse	40
6.5	Perspektiver	41
6.6	Referencer	41
7.	**Livscyklusvurderinger**	**43**
7.1	Baggrund	43
7.2	Formål	43
7.3	Metoder og forsøgsbeskrivelse	43
7.3.1	Forprojekt	43
7.3.2	Scenarier	43
7.4	Resultater	45
7.4.1	Resultater af hovedanalysen	45
7.5	Perspektiver	48
8.	**Principper for valg af ressourcegenvinding**	**49**
8.1	Baggrund og formål	49
8.2	Hvilke ressourcer er der i spildevand	50
8.2.1	Kulstof	50
8.2.2	Termisk energi	50
8.2.3	Næringsstoffer, fosfor og kvælstof	51
8.2.4	Slam	51
8.2.5	Vand	51
8.2.6	CO_2	52
8.3	Kriterier for udvælgelse	52
8.3.1	Markedsmuligheder	52
8.3.2	Økonomi	53
8.3.3	Teknologisk modenheds niveau (TRL)	53
8.3.4	Inhouse eller ekstern	54
8.3.5	Samfundets accept	54
8.3.6	End of Waste	54
8.3.7	Separering ved kilden	55
8.3.8	Klima- og miljøpåvirkning	55
8.3.9	Produktionskapacitet	55
8.3.10	Arealbehov	56
8.4	Hvad kan et typisk renseanlæg producere	56
8.5	Perspektiver	57
8.6	Referencer	58
9.	**Formidling**	**59**
9.1	Baggrund	59
9.2	Formål	59
9.3	Metoder	59

9.4	Resultater	60
9.4.1	Generelle indsatsområder	60
9.4.2	Besøgende på Renseanlæg Avedøre	60
9.4.3	Posters ved internationale konferencer	61
9.4.4	Artikler i faglitteraturen	61
9.4.5	Præsentationer på konferencer, seminarer og temamøder	63
9.4.6	Forsøgsmark	64
9.4.7	Håndbog	64
9.5	Perspektivering	65
10.	**Parternes udbytte**	**66**
10.1	Markedspotentiale	66
10.2	Generelt om udbyttet af VARGA	68
10.3	BIOFOS	68
10.4	Envidan	69
10.5	DTU	71
10.6	Unisense	71
10.7	Referencer	72
11.	**Konklusioner og perspektiver**	**74**

Bilag 1.EnviDan Forprojekt (2017, EnviDan)
Bilag 2.WP1 Salsnes Pilotforsøg (2017, EnviDan)
Bilag 3.WP1 Rapport over forfilter forsøg i fuld skala (2023)
Bilag 4.WP2 Paper IWA World Water Congress & Exhibition, Copenhagen Sept-2022.
Bilag 5.WP3 Notat. Økologiske landmænds gødningsbehov og syn på madaffald som gødningskilde (SEGES, april 2019)
Bilag 6.WP3 Notat om landmandsgevinst ved anvendelse af afgasset gødning fra KOD (SEGES, 2020)
Bilag 7.WP3 Værdi af bioforgasset KOD fra ARC og VF (SEGES, 2017)
Bilag 8.WP6 Slutrapport. Separat udrådning af biopulp, bioaugmentation og biologisk opgradering af biogas (EnviDan, 2020)
Bilag 9.WP4 Notat. NPK Recovery. Development of Edask process (VERI, 2017)
Bilag 10.WP7 Artikel. From wastewater treatment to resource recovery (M. Faragò et al. Water Research, 2021)
Bilag 11.Notat om VARGAs markedspotentiale (2017)
Bilag 12.Publikationsliste for VARGA projektet (2023)

Forord

Gennem 7 år har Fyrtårnsprojektet VARGA bidraget til en større viden om potentialer og udfordringer ved transformation af nutidens renseanlæg til fremtidens **VA**nd og **R**essource **G**envindings **A**nlæg. Projektet har været støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet.

BIOFOS har været projektejer og de øvrige parterne har været Envidan A/S, Unisense A/S, Amager Ressource Center (ARC) og Danmarks Tekniske Universitet, DTU Miljø (nu DTU Sustain).

Projektet havde kick-off i januar 2017 og grundet Corona pandemien er projektperiode forlænget med forsøgsafvikling frem til udgangen af 2022 og med nærværende endelige afrapportering i april 2023.

Rapporten er skrevet til en modtager med et godt kendskab til spildevandsrensning, ressourceudnyttelse, miljøeffekter af udledning af drivhusgasser samt livscyklus vurderinger.

En meget stor del af udviklingsarbejdet er foregået på BIOFOS Renseanlæg Avedøre. En helt særlig tak skal derfor gå til den store indsats BIOFOS medarbejdere har lagt igennem mange år for bistå med hjælp til udføre de mange forsøg på anlægget.

VARGA projektet har gennem årene bidraget til masterprojekter samt et PhD speciale fra DTU.

Tak til følgegruppen for sparring og afklarende diskussioner gennem projektforløbet.

Følgegruppen bestod af:

Susanne Lindeneg, Københavns kommune
Jes La Cour Jansen , Professor Emeritus
Per Overgaard Pedersen, Fagchef Aarhus Vand
Joannes Gaard, Miljøministeriet
Jan Eilsø Nielsen, tidl. Assens / nu Sønderborg Forsyning, Rep. for HEPWAT projektet
Kirsten Boisen, Vestforbrænding

Resume

Fyrtårnsprojektet VARGA er medfinansieret af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet og er gennemført på BIOFOS' Renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE. BIOFOS er projektejer og de øvrige partnere er Envidan A/S, Unisense A/S, ARC og DTU Sustain.

Der er i Fyrtårnsprojektet arbejdet med følgende overordnede emner:

- Kulstofhøst og opkoncentrering af slam
- Fosforgenvinding fra slamaske
- Reduktion af klimaaftryk
- Reduktion af lattergasemission
- Separat udrådning af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD, madaffald) med opgradering af biogas og anvendelsespotentiale af økologisk gødningsprodukt
- Livscyklusvurderinger og økonomiske beregninger

Forsøg har været gennemført i både laboratorie-, pilot- og i fuld skala.

Ressourcegenvinding – kulstofhøst
Udtagning af primærslam ved forfiltrering i båndfiltre er testet og sammenlignet med traditionel bundfældning i forklaringstanke. Det er sket for at opnå en bedre styring af og fordelingen af spildevandets kulstofforbindelser til enten rådnetanke med biogasproduktion eller til omsætning i luftningstankene under forbrug af el.

Salsnes båndfiltre er først testet i pilotskala, og dernæst i fuldskala. Der er på Renseanlæg Avedøre opført et demonstrationsanlæg med 4 stk. Salsnes båndfiltre, skruepresse og pulper med en kapacitet til behandling af ca. 25% af spildevandet til renseanlægget. Med afvanding af primærslammet kan der potentielt frigøres én af de i alt 4 rådnetanke på Avedøre. BIOFOS har etableret forsyningsledninger til og fra Salsnes anlægget for spildevand, bio-slam, udrådnet slam fra rådnetanke, indløb til rådnetanke, teknisk vand, procesvand, luft og el.

Det har været en stor udfordring at få dette anlæg til at køre stabilt. Der er arbejdet på at påvise en øget energieffektivitet. I teorien er energiudbyttet (biogas, el og varmebesparelse) ved denne metode større end omkostninger til at drive forfilteranlægget (el, service/tilsyn og forbrugsstoffer). Eftervisningen lykkedes ikke i fuldt mål, inden anlægget måtte stoppes grundet de nuværende (høje) energiomkostninger.

Fosfor
Slammet fra Renseanlæg Avedøre forbrændes i dag, og asken herfra indeholder 8-10% fosfor. I samarbejde med DTU Sustain er der testet en elektrodialytisk metode, som vha. strøm og en membran kan genvinde fosfor fra asken. Dette foregik i laboratorieskala i en nydesignet 10 liter reaktor. Et dansk start-op firma CleanMatter arbejder nu på at opskalere teknologien på basis af lovende resultaterne i dette projekt.

Klimaaftryk
Lattergas (N_2O) er en meget potent drivhusgas, og den udgør ofte en væsentlig del af den samlede drivhusgasemission fra renseanlæg. Lattergasemissionen fra de biologiske procestanke på Renseanlæg Avedøre er gennem mere end 4 år blevet estimeret på baggrund af målinger i det aktive slam. Variationerne i emissionerne er meget store, hvilket understreger behovet for en langsigtet kontinuerlig overvågning. I VARGA er flere kontrolstrategier til reduktion af N_2O-emissioner blevet afprøvet, og her er igennem årene opnået en reduktion på 48-74%

svarende til en årlig reduktion på gennemsnitligt 10.400 tons $CO_{2\text{-ekv}}$ (4.300 - 17.400 tons $CO_{2\text{-ekv}}$).

Omkostningerne for at implementere udstyr og kontrolstrategi til fjernelse af et ton $CO_{2\text{-ekv}}$ er mellem 10-30 DKK, og hvis en CO_2-afgift på fx 700 DKK/ton indføres, vil forsyningerne have et kraftigt incitament til at reducere lattergasemissionen. En effektiv kulstofhøst til biogas kan samtidig være årsag til en forringelse af biologisk kvælstoffjernelse, hvilket kan medføre forøgelse af lattergasemissionen. En CO_2-afgift vil derfor være et vigtigt reguleringsinstrument for at sikre den rette balance mellem energi- og klimaneutralitet.

Madaffald og politik
Separat udrådning af madaffald (biopulp af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD)) i pilotskala viste en gennemsnitlig biogasproduktion på ~370 Nm^3 CH_4/t $VS_{in,}$ hvilket er i overenstemmelse med den teoretiske forventning. Biologisk opgradering af biogassen til biomethan (>90% metan) vha. en blandet archaea-kultur blev eftervist først i laboratorie- og senere i en pilotskala. Markforsøg viste, at gødningsværdien i digistatet svarer til svinegylle.

Synergier ved etablering af forbehandlingsanlæg af KOD til en biopulp på Renseanlæg Avedøre ville medføre en mere effektiv udnyttelse af rådnetankskapaciteten. Placering af et forbehandlinganlæg og efterfølgende udrådning af KOD hos BIOFOS indebærer også andre synergieffekter som adgang til anvendelse af renset spildevand, adgang til afsætning af naturgas via Hofor's opgraderingsanlæg, adgang til fjernvarme, gode transportmuligheder, brug af know-how med drift og vedligehold samt deling af mandskabsfaciliteter mv.

Hvordan KOD bedst anvendes har givet anledning til nogen debat i hovedstadsområdet. Der har ikke i BIOFOS' ejerkreds været enighed om skæbnen for KOD i København og om, hvorvidt det er hensigtsmæssigt, at KOD behandles på renseanlægget. Fuldskala demonstration med omstilling af en rådnetank fra slam til ren KOD blev derfor ikke realiseret. Dermed ej heller opførelse og test af et anammox anlæg (til kvælstoffjernelse).

Teknologisk modenhedsniveau (TRL)
Det er velkendt, at det er krævende at få en teknologi eller metode ført fra laboratoriet til et markedsmodent stadie – eller fra ét teknologisk modenhedsniveau (TRL) til det næste.

Ved afslutningen af VARGA-projektet er den elektrodialytiske metode til fosforgenvinding, separat udrådning af KOD og biologisk opgradering af biogas stadig på pilotskalaniveau.

Teknologi til kulstofhøst ved anvendelse af forfiltrering er kommercielt tilgængeligt og for så vidt demonstreret i stor skala, men ideen med at gøre det mere energieffektivt ved at udnytte, at slammet opnår et højt tørstof, er endnu ikke eftervist. Imidlertid viser erfaringer fra VARGA, at forfiltrerings-teknologi kan være en del mere udfordrende at drifte end forklaringstanke.

Online styring mhp. reduktion af lattergasemission er blevet ført fra lavt til højt teknologisk modenhedsniveau i dette projekt.

Marked, LCA og Øko-effektivitet
Livscyklus (LCA) og øko-effektivitets beregninger har sat tal på miljøeffekten og økonomiske konsekvenser af transformationen fra et anlæg til behandling af spildevand og slam til et ressourcegenvindingsanlæg. Livscyklusbetragtningen kortlagde, hvordan udvalgte teknologiske ændringer på renseanlægget medfører påvirkninger langt ud over forsyningen, blandt andet i energi- og landbrugssektoren. Omstillingen til ressourceanlæg medfører markante miljøforbedringer, men nogle gange balancerer gevinsten på vigtige antagelser, fx bør biogas-opgradering kun ske, når det kan sikres, at elektriciteten stammer fra vedvarende kilder.

VARGA har eftervist 7-22% reduktion af næringsstofbelastning til recepient og op til 59% reduktion i klimabelastning. Transformationen medfører en øget økonomisk værdi for forsyningen og samfundet, men omkostningerne ift. de opnåede CO_2-besparelser, kan variere fra 10-30 kr./ton for N_2O-kontrol til flere tusinde kr./ton for biogasopgradering. Der er således brug for, at både markeder og teknologier udvikles til bedre at understøtte en økonomisk effektiv omstilling af renseanlæg i Danmark.

Erhvervspotentialet
Alle parter har fået et stort udbytte af projektet.
BIOFOS har opnået viden om lattergasstyring og er meget bedre kvalificeret til fremtidige teknologivalg med hensyn til ressourcer og klima.
Envidan har som et resultat af VARGA projektet opbygget viden på mange felter og med VARGA som referenceprojekt vundet en række kommercielle projekter med høj innovationshøjde samt fokus på udnyttelse af ressourcer i både ind- og udland.
DTU har haft adskillige studerende tilknyttet til projektet. Der blev oprettet et forsyningsstyret Erhvervs-PhD projekt om LCA sideløbende med VARGA.
Unisense har opnået viden og referencer til at øge sit salg af lattergas sensorudstyr og know-how i flere lande

VARGA har affødt en lang række af nye udviklingsprojekter for mange af projektets partner samt design - og anlægsprojekter.
Det blev fra starten af projektet i 2017 vurderet, at der er et markedspotentiale på 5 mia. kr. globalt for VARGA relaterede teknologier. Tidshorisonten for en realisering af dette potentiale er nok længere end oprindelig antaget, men dog stadig aktuel.

Principper for ressourcegenvinding
Nærværende rapport indeholder et afsnit med introduktion af ressourcer i spildevand samt principper for valg ift. ressourcegenvinding. Der stilles skarpt på en række aspekter, som forsyningsselskaber skal afklare i relation til ressourcegenvinding herunder markedsmuligheder, samfundsaccept af produkter fra spildevand, produktionskapacitet samt regulatorisk og økonomiske forhold.

Formidlingsaktiviteter
VARGA Partnerskabet har bidraget til vidensdeling med mange faglige og videnskabelige artikler, indlæg på nationale og internationale konferencer, besøg fra internationale delegationer, uddannelse af master studerende samt en PhD.

Perspektivering
Der har været udfordringer undervejs i VARGA projektet, og ikke alle teknologier er demonstreret i et højt TRL-niveau. Vi har en tro på, at efterfølgende innovation og opskalering vil bringe teknologierne tættere på fuld udnyttelse i ressourceanlæg i Danmark og i udlandet.
Fyrtårnsprojektet VARGA har peget på klare potentialer for ressourcegenvinding fra byers spildevand og affald gennem test af teknologier i pilot- og fuldskala. Der skal nu fokus på at skabe et marked for at udmønte potentialet herunder politisk vilje og regulering, så det bliver attraktivt at producere nye produkter baseret på byers strømme.

Reguleringen af vandsektoren.
Der er ikke plads til, at forsyningsselskaber kan blive ressourcevirksomheder under de nuværende indtægtsrammer. Øko-effektivitetsanalyse af teknologierne, der er undersøgt i VARGA projektet viser, at ideerne er gode med positivt bidrag til klima, miljø og ressourcer, men den økonomiske regulering gør, at indtjening ved ressource-salg ikke kan modregnes i udgifterne til implementering og drift. Motivationen for at implementere de nye processer er derfor lav hos forsyningerne.

English summary

The lighthouse project VARGA is co-financed by MUDP under the Danish EPA and has been carried out at BIOFOS' wastewater treatment plant Avedøre with a capacity of 400,000 PE. BIOFOS was the project owner, and the other partners were Envidan A/S, Unisense A/S, ARC and DTU Sustain.

The project has mainly focused on the following topics:
• Carbon harvesting and primary sludge dewatering
• Phosphorus recovery from sludge ash
• Reduction of climate footprint.
• Reduction of Nitrous oxide measurement and control
• Separate digestion of source-separated organic municipal waste (food waste) with upgrading of biogas and application potential of digested organic fertiliser product
• Life cycle assessments and Eco-efficiency

Experiments have been carried out in both laboratory, pilot and full scale.

Resource recovery – carbon harvesting
The harvest of carbon in raw wastewater by pre-filtration in belt filters combined and with primary sludge dewatering in screw press has been tested and compared with the traditional settling in primary tanks. This has been done to achieve better management and distribution of wastewater carbon compounds to either digesters with biogas production or for the conversion in the aeration tanks during consumption of electricity.

The Salsnes belt filters have first been tested in pilot scale, and then in full scale. At WWTP Avedøre a demonstration plant has been built with 4 Salsnes belt filters, screw press and pulper with a capacity for treating approx. 25% of wastewater inlet to the WWTP. A result of dewatering the primary sludge is that one of the 4 digesters on Avedøre potentially can be released for another purpose. BIOFOS has established supply lines to and from the Salsnes plant for wastewater, bio-sludge, digester sludge, digester inlets, technical water, process water, air and electricity.

It has been a big challenge to run this plant in stable operation. Work has been done to demonstrate increased energy efficiency. In theory, the energy yield (biogas, electricity and heat savings) with this method is greater than the costs of running the pre-filter system (electricity, service/supervision and consumables). The investigation was not fully successful before the plant had to be stopped due to the current energy costs.

Phosphorus
The sludge from WWTP Avedøre is incinerated today, and the ash contains 8-10% phosphorus. In collaboration with DTU Sustain, an electro dialytic method has been tested which, using current and a membrane, can recover phosphorus from the ash. This took place on a laboratory scale in a newly designed 10-liter reactor. A Danish start-up company CleanMatter is now working to scale up the technology based on the promising results of this project.

Climate footprint
Nitrous oxide (N_2O) is a very potent greenhouse gas and often accounts for a significant part of the total greenhouse gas emission from wastewater treatment plants. For more than 4

years, nitrous oxide emissions from the biological process tanks at Avedøre wastewater treatment plant have been estimated based on measurements in the active sludge. The variations in emissions are very large, which underlines the need for long-term continuous monitoring. In VARGA, several control strategies for reducing N_2O emissions have been tested, and here a reduction of 48-74% corresponding to a total reduction of an average of 10,400 tons of $CO_{2\text{-eqv}}$ (4,300 - 17,400 tons $CO_{2\text{-eqv}}$) has been demonstrated over all 4 years.

The cost of implementing equipment and control strategy for removing a ton of $CO_{2\text{-eqv}}$ is between 10-30 DKK, and if a CO_2 tax of e.g.,700 DKK/ton is introduced, the utilities will have a strong incentive to reduce nitrous oxide emissions. An efficient carbon harvesting for biogas can also cause a deterioration in biological nitrogen removal, which can lead to an increase in nitrous oxide emissions. A CO_2 tax would therefore be an important regulatory instrument to ensure the right balance between energy and climate neutrality.

Food waste and politics
Separate digestion of food waste (biopulp of source-sorted organic waste (KOD)) at pilot scale showed an average biogas production of ~370 Nm3 CH_4/ton VS_{in}, which corresponds with the theoretical expectation. Biological upgrading of the biogas to biomethane (>90% methane) using a mixed archaea culture was demonstrated first in the laboratory and later in a pilot scale. Field tests showed that the fertilizer value in the digestate corresponds to pig manure.

How food waste is best processed and treated has given rise to some debate in the Copenhagen capital area. The pretreatment and anaerobic digestion of food waste at a wastewater treatment plant has several synergistic benefits as available digester capacity, cleaned wastewater to dilute the food waste, admittance to biogas installations as natural gas grid and district heat grid and finally the know-how of the operation personnel and personal facilities. Though there has not been an agreement among BIOFOS's ownership group on the fate of this in Copenhagen. A full-scale demonstration with conversion of a digester from sludge to pure food waste was therefore not realized. This also meant that no construction and testing of an anammox plant was realized.

Technology Readiness Level (TRL)
It is well known that it is demanding to bring a technology or method from the laboratory to a market-ready stage – or from one technology readiness level (TRL) to the next.

At the end of the VARGA project, the electro dialytic method for phosphorus recovery, separate eradication of KOD and biological upgrading of biogas is still at pilot scale level.

Technology for carbon harvesting using pre-filtration is commercially available and so far demonstrated on a full scale, but the idea of making it more energy efficient by exploiting the fact that the sludge dewatered to achieve a high dry matter has not yet been proven. However, experience from VARGA shows that pre-filtration technology can be quite a bit more challenging to operate than clarifiers.

Online measurement and control for a reduction of nitrous oxide emission has been moved from low to high maturity level in this project.

Market, LCA and Eco-efficiency
LCA and Eco-efficiency calculations have put numbers on the environmental effect and financial consequences of the transformation into a resource recovery plant. The life cycle assessment mapped how selected technological changes at the treatment plant led to impacts far beyond the supply, among other things in the energy and agricultural sectors. The conversion to resource-based plants leads to significant environmental improvements, but sometimes the gain balances on important assumptions, for example, biogas upgrading should only take

place when it can be ensured that the electricity originates from renewable sources. VARGA has demonstrated a 7-22% reduction in nutrient loading and up to a 59% reduction in climate loading. The transformation entails an increased economic value for the supply and society, but the costs in relation to the achieved CO_2 savings can vary from DKK 10-30/ton for N_2O control to several thousand DKK/ton for biogas upgrading. There is thus a need for both markets and technologies to be developed to better support an economically efficient transformation of treatment plants in Denmark.

The business potential
All parties have benefited greatly from the project, and the VARGA has spawned many new development projects as well as design and construction projects.

BIOFOS has acquired knowledge of nitrous oxide management and is much better qualified for future technology choices regarding resources and climate.
Envidan gained new knowledge in many fields because of participating in the VARGA project. VARGA has been used as a reference project and has led to a number of commercial project for client requiring high innovation skills within resource recovery both nationally and internationally. DTU has had several students associated with the project. A supply-led Business PhD project on LCA was set up alongside VARGA.
Unisense has obtained knowledge and references to increase its sales of nitrous oxide sensor equipment and know-how in several countries.

It was assessed from the start of the project that there is a market potential of DKK 5 billion. DKK globally for VARGA related technologies. The time horizon for a realization of this potential is probably longer than originally assumed, but still relevant.

Principles of resource recovery
This report contains a section with an introduction to resources in wastewater and principles for resource management. It focuses on several aspects that utilities must clarify in relation to resource recycling, including market opportunities, society acceptance of products from wastewater, production capacity and regulatory and economic conditions.

Dissemination activities
The partnership of VARGA has contributed to knowledge sharing with many professional and scientific articles, presentations at national and international conferences, visits from international delegations, training of master's students and a PhD.

Perspectivation
There have been challenges along the way in the VARGA project, and not all technologies have been demonstrated at a high TRL level. We believe that subsequent innovation and scale-up will bring the technologies closer to full utilization in resource facilities in Denmark and abroad.
The VARGA lighthouse project has pointed at potentials for resource recovery from urban wastewater and source separated organic waste through testing of pilot and full-scale technologies. The focus must now be on creating a market to realize the potential, including political will and regulation, so that it becomes attractive to process new products from urban flows.

The regulation of the water sector.
There is no room for utility companies to become resource companies under the current revenue framework. Eco-efficiency analysis of the technologies investigated in the VARGA project shows that the ideas are good with a positive contribution to climate, environment, and resources, but the financial regulation – for utilities - means that earnings from resource sales cannot be offset against the costs of implementation and operation.
The motivation to implement the new processes is therefore low among the utilities.

1. Baggrund og formål

Adgang til drikkevand, sanitet og god hygiejne er afgørende for den globale sundhed, hvilket spiller en stadig større rolle i en verden med en stigende befolkningstilvækst. Ud over det enkelte menneskes daglige behov for vand, spiller vand en afgørende rolle i landbrug, industri og energiproduktion og mangel på vandressourcen udgør den største globale risikofaktor for menneskehedens velbefindende og velstand i de kommende år /1/. Adgang til vand og sanitet er et af FNs 17 verdensmål, som indgår i dagsordenen for bæredygtig udvikling frem mod 2030. Andre verdensmål, som dette projekt har fokus på, er billig og ren energi samt bæredygtige byer /2/.

Den store vækst i verdens byer medfører stigende mængder spildevand og slam, som skal håndteres af hensyn til især hygiejne, men også af hensyn til tilstanden i de recipienter, som spildevandet udledes til. Spildevandsanlæg, især kloakering, medfører store omkostninger både i anlægsfasen og ligeledes i forbindelse med drift. Fra 2015 til 2020 er set en stigning fra 47% til 54% af verdens befolkning, som har adgang til sikker sanitet. Fortsætter denne historiske udvikling vil kun 67% af verdensbefolkning have adgang til sikker sanitet i 2030, hvilket efterlader andre 2,8 milliarder mennesker uden adgang til sikker sanitet. For at leve op til verdensmålene og skabe de ønskede fremskridt i 2030 skal indsatsen firedobles i forhold til den nuværende /3/.

I en verden, hvor der er pres på vandressourcer og klimaet samt en målsætning for bæredygtige byer og samfund, har danske virksomheder unikke muligheder for at øge salg af løsninger, som hjælper verden med at opfylde flere af FNs verdensmål. Det drejer sig ikke kun om nye kloakker og renseanlæg, da mange eksisterende anlæg er nedslidt og medfører ekstra omkostninger til fortsat vedligehold. Reduktion af omkostningerne samt udnyttelse af ressourcerne i spildevand er driverne for test, demonstration og indførelse af ny teknologi.

Det amerikanske organisation WEF har udviklet begrebet Water Ressource Recovery Facility (WRRF) som pt. udbredes i USA. Ideen er at denne betegnelse efterhånden erstatter betegnelsen Wastewater treatment plant (WWTP). I Danmark var begrebet Bioraffinaderi eller '**VA**nd og **R**essource **G**envindings **A**nlæg' (heraf VARGA) i sin vorden tilbage i 2016.

Omlægning af renseanlæg fra energiforbrugende til energiproducerende og CO_2 neutrale var en af driverne bag VARGA. Dette kræver fokus på optimal kulstofudnyttelse samt reduktion af drivhusgasser, særligt lattergas. Særligt reduktion af drivhusgasser har en global opmærksomhed, og IPCC's seneste klimarapport viser, at CO_2 emissionen stadig er stigende, og at en temperaturstigning på 1,5 °C kræver intensiveret indsat /4/. I Danmark har den danske Parismodel foranlediget en fælles vision for en energi og CO_2 neutral dansk vandsektor i 2030 /5/. I dag er de danske forsyningsselskaber således i gang med at sætte nye standarder inden for energi og CO_2 neutral rensning af spildevand, hvilket vækker opsigt internationalt til gavn for eksport af dansk vandteknologi.

En erkendelse af, at fosfor ressourcer er geografisk forfordelt til relativt få lande, og at udvindingen forventes at blive vanskeligere og dermed sandsynligvis stigende priser, har sat skub i udviklingen omkring genvinding af fosfor fra spildevand og slam, da den største del af byens fosfor output findes her. Dette område har ligeledes været i fokus hos flere danske forsyningsselskaber henover de sidste år, hvor fosfor genvindes fra rejektvandet. I VARGA blev der sat fokus på genvinding af fosfor fra slamaske efter forbrænding. Netop udbredelsen af slamforbrænding er voksende i Europa og derfor er det essentielt at sætte fokus på monforbrænding af spildevandsslam, så fosfor kan genvindes effektivt fra restproduktet slamaske.

Generelt kræver udnyttelse af ressourcer, at der findes et marked for efterfølgende afsætning af de genererede produkter. I den sammenhæng er sektorkobling et vigtigt aspekt og afledt af

regeringens ressourcestrategi fra 2013 opstod ideen til at udnytte kompetencen og kapaciteten på renseanlæg til bioforgasning af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) /6/. Samtænkning af synergier ved behandling af spildevand og affald samt udvikling af gødningsprodukter til økologisk landbrug har dannet baggrund for og var vigtig motivation for VARGA-projektet.

Kobling til Power-to-X industrien med udnyttelse af brint til biologisk opgradering af produceret biogas har været endnu en driver for projektet. Her var projektet ligeledes på forkant med den rivende udvikling indenfor Power-to-X, som pågår i Danmark i øjeblikket bl.a. understøttet af regeringens strategi for Power-to-X fra 2021, /7/.

At foretage vurderinger af miljø- og ressourcemæssige effekter sammenholdt med økonomiske opgørelse af konsekvenser ved transformationen af renseanlæg til ressourcegenvindingsanlæg blev en vigtig komponent i projektet.

1.1 Formål

Det overordnede formål med Fyrtårnsprojektet VARGA var at demonstrere transformationen af et konventionelt renseanlæg med fokus på kvaliteten af renset spildevand til et energiproducerende og CO_2-neutralt Vand Ressource Genvindings Anlæg. Et andet formål i Fyrtårnsprojektet var at sætte fokus på synergier ved samarbejde mellem flere adskilte sektorer vand, affald og landbrug. Fyrtårnsprojektet havde følgende hovedformål:

1. at udvikle essentielle dele af den cirkulære økonomi til energiproduktion og udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer.

2. at udvikle et koncept for opgradering af et konventionelt spildevandsrenseanlæg til fremtidens WRRF (Water Ressource Recovery Facility)

3. at demonstrere dette på Renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE, der vil udgøre en showcase for dansk miljøteknologi i international størrelse

4. at demonstrere synergier ved samarbejde om udnyttelse af ressourcer på tværs af vand- og affaldssektorerne

Endelig skulle en livscyklusvurdering (LCA) og en øko-effektivitetsanalyse belyse opnåede miljøeffekter og økonomiske konsekvenser for udvalgte af disse forhold.

1.2 Referencer

/1/: Vandvision 2025 - få viden om den danske vandsektor og fremtiden for den.

/2/: http://www.dk.undp.org/content/denmark/da_dk/home/post-201511/sdg-overview/goal-6.html.

/3/: The-Sustainable-Development-Goals-Report-2022.pdf (un.org).

/4/: AR6 Synthesis Report: Climate Change 2023 (ipcc.ch).

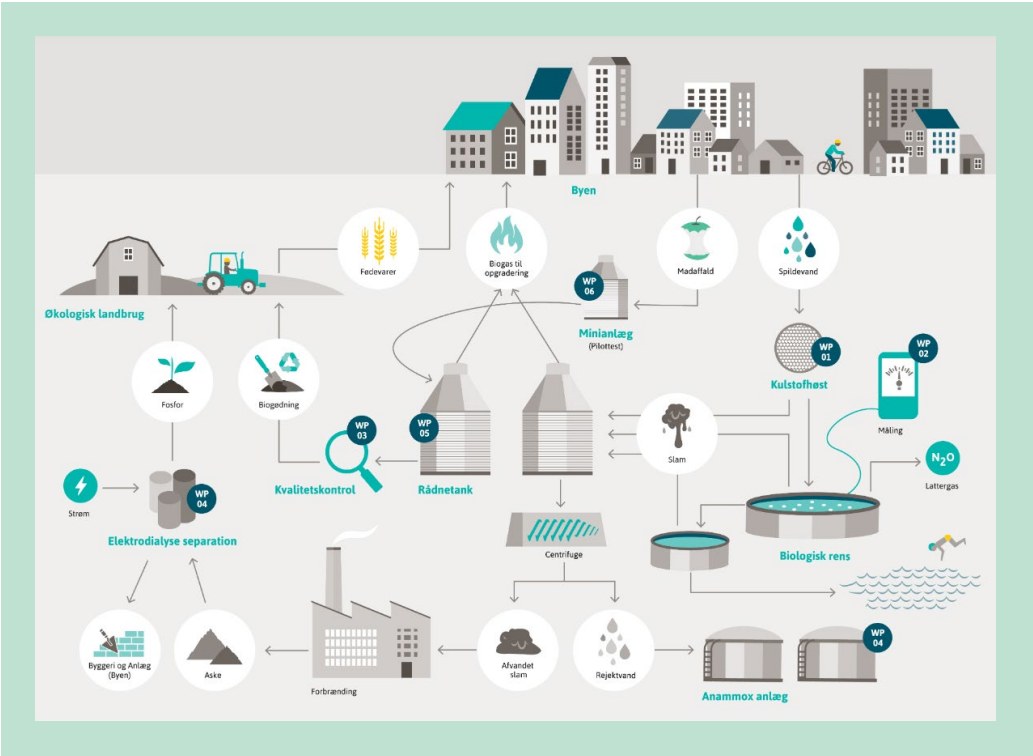
/5/: Arbejdsnotat Parismodel for vandsektoren 20 maj 2021.docx (mst.dk).

/6/: Ressourcestrategi_dk_web.pdf (mst.dk).

/7/: Regeringens strategi for Power-to-X.docx (kefm.dk).

2. Indledning

Den holistiske tilgang til genvinding af ressourcer fra spildevand samt potentialet ved sektorkobling var relativ ny tilbage i 2016. Fyrtårnsprojektet VARGA skulle bidrage til at afdække potentialet og barrierer for udnyttelse af ressourcer fra to forskellige affaldsstrømme fra byen henholdsvis spildevand og kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Samspillet mellem VARGA og det omgivne samfund er vist i nedenstående FIGUR 1 og inkluderer synergier mellem flere adskilte sektorer, herunder vand, affald og landbrug, se FIGUR 1.



FIGUR 1. Illustration af VARGA-projektet med de oprindelige arbejdspakker angivet ved nummerering fra WP1 til WP6, se projekt-varga.dk.

Fyrtårnsprojektet var oprindeligt opdelt i nedenstående 8 arbejdspakker:

- WP1: Kulstofhøst ved forfiltrering, afvanding af primærslam og online kontrol af kulstofhøst.
- WP 2: Reduktion af lattergas emission gennem implementering af online kontrol
- WP 3: Cirkulær økonomi for kildesorteret organisk dagrenovation (KOD)
- WP 4: Etabling af anammox anlæg og demonstration af genvinding af fosfor fra slamakse ved elektrodialyse
- WP5: Frigivelse af rådnetank til separat bioforgasning af KOD
- WP6: Separat udrådning af biopulp fra KOD, opgradering af biogas og vurdering af gødningskvalitet
- WP 7: Sammenstilling af resultater (fremgår ikke af FIGUR 1)
- WP 8: Projektadministration og formidling (fremgår ikke af FIGUR 1)

Der er udført innovation på mange TRL-niveauer i de forskellige arbejdspakker herunder laboratorietest på DTU Sustain, og over en årrække er anvendelse af eksisterende og nye teknologier successivt testet i pilot- og fuldskala på BIOFOS' Renseanlæg Avedøre (kapacitet

400.000 PE). Endvidere er udført markforsøg med det producerede gødningsprodukt hos udvalgte økologiske landbrug. Resultaterne fra de mange gennemførte laboratorie- og pilotforsøg samt fuldskala demonstrationer præsenteres på et overordnet niveau i nærværende rapport kapitel 2 til 6. Undervejs har projektet bidraget til oplæring af nye master kandidater fra DTU Sustain ved at stille forsøgsfaciliteter til rådighed.

Den syvende arbejdspakke har haft til formål at sammenstille og vurdere de opnåede resultater gennem udvikling af en Livscyklusanalyse (LCA) og Øko-effektivitet model. Det er foretaget i forbindelse med et PhD projekt, og resultater præsenteres i kapitel 7. Der følges op med en gennemgang af principper for ressourcegenvinding, som er præsenteret i kapitel 8, hvilket er udarbejdet i stedet for en håndbog, som omtalt i ansøgningen.

Partnerne har haft et stort fokus på formidlingsaktiviteter, f.eks. har VARGA projektet haft egen hjemmeside, og der er optaget en video, som viser udvalgte forsøgsaktiviteter (se projekt-varga.dk). Resultater fra projektet er løbende blevet præsenteret bredt på både nationale og internationale konferencer, og der er udarbejdet en række videnskabelige artikler samt enkelte artikler til danske tidsskrifter. Endvidere har BIOFOS præsenteret projektet for internationale delegationer senest i forbindelse med IWA World Water Conference i København i 2022, hvor 100 konferencedeltagere deltog i en teknisk tur til Renseanlæg Avedøre. Formidlingsaktiviteterne uddybes i kapitel 9.

I 2017 blev der udarbejdet et notat om VARGAs markedspotentiale (bilag 11), som viste, at der på europæisk plan findes ca. 250 renseanlæg med en kapacitet svarende til Renseanlæg Avedøre eller større. Baseret på en række forudsætninger blev der estimeret et gennemsnitligt marked relateret til dansk know-how og viden fra VARGA på 5,7 mia. DKK. Partneres udbytte og opnået værdi i form af afledte projekter er præsenteret i kapitel 10.

Endelig afsluttes rapporten med en konklusion og en perspektivering i kapitel 11.

Der er udarbejdet en række tekniske rapporter, som indeholder mere detaljeret information om opnåede resultater i de enkelte arbejdspakker, og disse er vedlagt som bilag til rapporten.

Der er ambitioner beskrevet i den oprindelig ansøgning, som ikke er blevet gennemført. Der har ikke i BIOFOS' ejerkreds været enighed om skæbnen for KOD i København, og om hvorvidt det er hensigtsmæssigt, at KOD behandles på Renseanlæg Avedøre på trods af de synergier, der ville være ved valg af den lokalitet. Fuldskala demonstration med omstilling af en rådnetank fra slam til ren KOD blev derfor ikke realiseret (WP5 på FIGUR 1). Implementering af anammox processen til kapacitetsudvidelse af Renseanlæg Avedøre er heller ikke gennemført, da den fremtidige prognose for befolkningsudvikling og heraf afledt belastning af renseanlægget ikke indikerer et behov for en kapacitetsudvidelse af renseanlægget (WP4 på FIGUR 1).

3. Kulstofhøst

3.1 Baggrund

Formålet med "WP1: Kulstofhøst" var at undersøge et væsentligt element i omlægningen fra traditionelt renseanlæg til VAnd og Ressource GenvindingsAnlæg ved at anvende det værdifulde kulstof således, at energiforbruget på renseanlægget reduceres markant, og at produktionen af biogas øges væsentligt, hvilket tilsammen understøtter en udvikling i retning af, at Renseanlæg Avedøre bliver nettoenergiproducerende og CO_2 neutralt.

Styret kulstofhøst omkring primærtrinnet gør det muligt at prioritere øget gas-, el- og varmeproduktion sideløbende med et reduceret energiforbrug til beluftning i det biologiske anlægstrin, idet en mindre mængde organisk stof skal omsættes i det biologiske trin.

Tidligere har kulstofbehovet til kvælstoffjernelse i renseanlæggets biologiske trin været begrænsende for hvor meget kulstof, der kunne høstes i primærtrinnet. Ved implementering af en separat rejektvandsbehandling til kvælstoffjernelse – som planlagt på tidspunktet for ansøgningen - reduceres kvælstofbelastningen og dermed kulstofbehovet i renseanlæggets biologiske trin. Separat rejektvandsbehandling muliggør således, at kulstofhøsten i forbehandlingstrinnet/filtrene ville kunne øges yderligere. Tiden var derfor moden til at forsøge at øge kulstofhøsten i primærtrinnet. I løbet af de seneste 5-10 år har flere filtreringsteknologier til en øget kulstofhøst vist sig mulige i lab- og pilot-skala, og i særligt i Norge er anlæg til forfiltrering i fuldskala udbredt.

3.2 Oprindeligt formål

Hovedformålet med test af konceptet i WP1 var:

1. Optimering af kulstofhøst
2. Online kontrol af kulstofhøst i forhold til kulstofbehovet til biologisk N-fjernelse
3. Opkoncentrering af primærslam
4. Intern kulstofproduktion (hydrolyse i én forklaringstank)

3.2.1 Fordele drift

Implementering af (1) forfiltrering kombineret med (3) opkoncentrering af primærslam til 25-40% og efterfølgende opblanding med biologisk overskudsslam fra efterklaringstanke eller udrådnet slam i en pulper erstatter udstyr til afvanding af det biologiske overskudsslam. Slam med et højere tørstofindhold; som tilføres rådnetankene reducerer opvarmningsbehovet og er dermed energibesparende.

TABEL 1. Forventet gasproduktion og sparet forbrug ved 25% forfiltrering af råspildevandet.

	Enhed	Værdi	% ændring
Øget gasproduktion pga.:			
Øget kulstofhøst	Nm^3/år	84.556	2,1%
Øget opholdstid i RT	Nm^3/år	118.260	3,0%
Reduceret energiforbrug til:			
Beluftning og pumpning i biologi	kWh/år	125.598	4,7%
Opvarmning af RT	kWh/år	975.645	14,9%
Øget energiforbrug til forfiltrering	kWh/år	65.000	-

Teoretiske beregninger for driftsfordele og udgifter ved etablering af forfiltreringsanlæg på en delstrøm svarende til 25% af belastningen på Renseanlæg Avedøre resulterer i ovenstående

tal. For flere detaljer vedr. beregningsoverslagene på den rapporterede øgede gasproduktion og besparelser og udgifter ved drift af forfilter på 25% af råspildevandet henvises til bilag 3. Ændringen angivet i den sidste kolonne i TABEL 1 er sammenlignet med drift uden implementering af forfiltrering og opkoncentrering.

Efter implementering af anlægget var formål (2) at optimere kulstofudtaget på baggrund af kulstofbehovet til kvælstoffjernelsen i det efterfølgende biologiske trin.

3.2.2 Fordele anlæg

Ved etablering af forfiltreringsanlæg på en delstrøm svarende til 25% af belastningen på Renseanlæg Avedøre forventedes det, at der kunne frigives en forklaringstank grundet mindre belastning til de eksisterende tanke, og at der kunne frigives en rådnetank grundet det højere tørstofindhold i slammet pumpet til rådnetankene. Derved kunne der opnås langt bedre udnyttelse af eksisterende bygværker ved, at en rådnetank kunne tages ud af drift og anvendes til udrådning af KOD i stedet for til slam (WP 5). Den frigivne primærtank ville kunne anvendes til kulstofproduktion ved slamhydrolyse (formål 4). Ved slamhydrolyse omsættes svært omsætteligt organisk kulstof (COD) til let omsætteligt COD, som kunne udnyttes i det efterfølgende biologiske behandlingstrin, hvor det kan bidrage til at have en velfungerende BioP proces samt at sikre nitratfjernelsen i denitrifikationsprocessen. Det producerede let omsættelige COD fra slamhydrolysen sikrer denitrifikationen og tillader, at der kan tages mere kulstofhøst ud i primærslamtrinnet.

Grundet politiske og økonomiske beslutninger uden for VARGA-projektet om ikke at behandle KOD, er de ovenstående muligheder ikke undersøgt i fuld-skala i projektet. Der er således heller ikke etableret separat rejektvandsbehandling, da N-belastningen ikke nødvendiggør det.

3.2.3 Indvirkning på resterende drift på RA

Ved højere udtag af COD i forfiltrering fremfor i forklaringstanke er det vigtigt at holde for øje, at COD/N forholdet i de biologiske tanke ikke bliver så lavt, at denitrifikationsprocessen bliver kompromitteret, hvorved nitratkoncentrationen i udløbet stiger. Yderligere kan et lavere COD/N forhold i luftningstankene også have en indvirkning på lattergasproduktionen i luftningstankene, da lattergas er et mellemprodukt i denitrifikationen. Observationer af denne effekt var derfor skæringsflade mellem WP1 og WP2 vedr. lattergas (bilag 4).

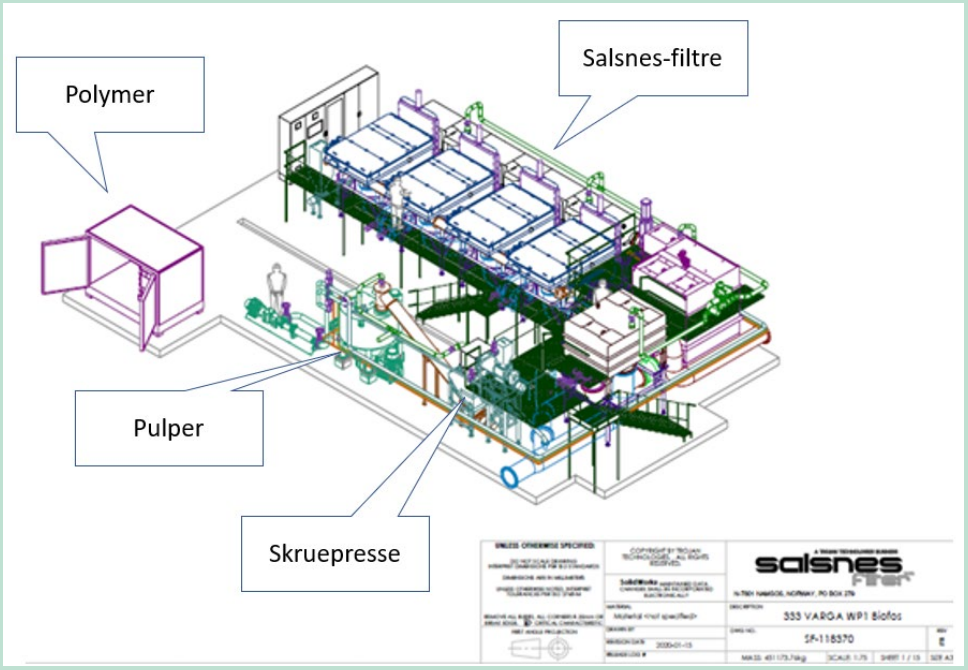
3.3 Metoder/forsøgsbeskrivelse

3.3.1 Pilotforsøg

For at finde ud af 1) hvor meget ekstra kulstof der ville kunne forventes ”høstet” med et forfilter fremfor drift med forklaringstanke, og 2) hvor højt tørstof der kunne opnås med opkoncentrering af primærslam blev der foretaget pilot-forsøg med Salsnesfiltre og efterfølgende afvanding med skruepresse.
Pilotforsøgene indikerede mulighed for at høste op til 66% SS og 53% COD i råspildevandet, når der blev doseret polymer, og filtrene blev driftet optimalt i forhold til flux belastning og båndhastighed.
Opkoncentrering af råspildevandet ved afvanding med skruepresse resulterede i tørstofkoncentration på 32% uden polymertilsætning og 36% med polymerdosering, hvilket ligger indenfor de 25-40% oprindeligt forventet. Pilotforsøget er rapporteret i bilag 2.

3.3.2 Demonstration i fuld-skala

I perioden 2020-2022 blev der installeret 4 Salsnes båndfiltre og medfølgende skruepresse og pulper på Renseanlæg Avedøre. Anlægget var i drift – dog afbrudt i perioder - i løbet af 2022. Detaljer vedr. installationen og driftsperioderne kan findes i bilag 3. Anlægget ses i nedenstående figur og foto.



FIGUR 2. Tegning af installationen med Salsnes-filtre, skruepresse og pulper, samt opbevaring og modningstank til polymer.



FIGUR 3. Installation af anlægget i montagefasen på Renseanlæg Avedøre – juli 2020.

I forbindelse med installationen af anlægget er der etableret en række forsyningsledninger til og fra forfiltreringsanlægget for at forbinde det med det resterende anlæg, så som ledninger til råspildevand, bioslam, udrådnet slam fra rådnetanke, teknisk vand, luft og el.
Da det indgående spildevand havde væsentligt højere SS-koncentration end designkoncentrationen (438 mg SS/L mod 310 mg SS/L), måtte flowet til filtrene reduceres fra 800 m^3/h til ca. 500 m^3/h, for at holde den organiske belastning under designværdien.

3.4 Resultater

3.4.1 Praktiske erfaringer

Under driften af anlægget i 2022 blev der identificeret en række udfordringer og vigtige erfaringer og læring for, hvordan anlægget driftes mere hensigtsmæssigt. De vigtigste er her listet i punktform, og kan findes med uddybende forklaring i bilag 3:

- Svingende SS-reduktion på filtrene uden, at der var en direkte korrelation med den organiske belastning
- Tilstopning af slampumpning fra filtre til skruepresse, grundet fedt og trevler
- Tilstopning af skruepresse, grundet fedt og trevler
- Tilstopning af bundrist i pulper, særligt grundet klude og trevler
- Hydraulisk begrænsning på udløb fra filtre til biologisk behandlingstrin

Flere udfordringer blev løst under driftsperioden ved anlægstilpasninger så som installation af macerator på slampumpen, udskiftning af sold i skruepressen og ændret udløb fra pulperen.

Det er vigtigt at bemærke, at der grundet den korte driftsperiode ikke har været tid til optimering af hverken hydraulisk eller stofmæssig belastning af filtrene, samt optimering af polymerdosering og evt. dosering af koagulant, så som jernklorid, hvilket forventes at kunne resultere i, at anlægget i sin helhed kan bringes til at opnå bedre resultater. Yderligere ligger der et ombygningsforslag til en mere robust og driftssikker slamhåndtering, hvor afstanden fra filtrene til skruepressen gøres kortere og med mulighed for rensning af slamrør med udrådnet slam.

3.4.2 Evaluering af målsætning

De forventede driftsbesparelser (se TABEL 1) kan sammenlignes med de faktiske observerede data opsamlet i løbet af driftsperioderne igennem 2022, se TABEL 2.

TABEL 2. Beregnet øget gasproduktion og besparelser og udgifter baseret på observationer af anlæggets drift i perioderne i løbet af 2022, hvor anlægget var i drift.

	Enhed	Værdi	% ændring
Øget gasproduktion pga.:			
Øget kulstofhøst	Nm3/år	0	0,0%
Øget opholdstid i RT	Nm3/år	59.130	1,5%
Reduceret energiforbrug til:			
Beluftning og pumpning i biologi	kWh/år	27.717	1,0%
Opvarmning af RT	kWh/år	691.082	9,3%
Øget energiforbrug til forfiltrering	kWh/år	154.176	-

I løbet af perioderne, hvor filteranlægget var i drift, blev der i gennemsnit observeret en SS-fjernelse på 41%. Tørstofkoncentrationen i slammet fra forfiltrene var i gennemsnit 5% og efter opkoncentrering i skrupressen 26%. Der blev observeret en del SS i rejektet fra skruepressen med en gennemsnitskoncentration på 1,45%.

Baseret på den observerede drift konstateres, at SS-reduktionen i forfiltrene ikke er signifikant anderledes end SS-reduktionen i forklaringstankene, og der ikke kan forventes en højere gasproduktion grundet højere kulstofhøst eller besparelser på den efterfølgende drift i biologien. I driftsperioden er der behandlet ca. 500 m^3/h igennem forfilteranlægget, hvilket svarer til 16% af det gennemsnitlige indløbsflow. Driftsbesparelserne på opkoncentrering af slammet ved mindre behov for opvarmning af rådnetankene samt øget gasproduktion pga. højere opholdstid har dog forsat resulteret i mulige driftsbesparelser, særligt grundet det mindre behov for opvarmning (se TABEL 2).

Indeværende kapitel fokuserer på effekten på driftsparametre, men for nærmere økonomisk analyse henvises til bilag 3. Her fremgår det, at de oprindeligt forventede driftsbesparelser ville medføre en rimelig reduktion i driftsomkostninger og dermed en fornuftig tilbagebetalingstid på anlægget. De aktuelle resultater for driftsudgifter og driftsbesparelser bekræfter ikke dette. Det skal nævnes, at analysen er meget påvirket af, at der ikke har været tid til at optimere driften af anlægget, samt at den er baseret på aktuelle priser på el, varme og gas, som har ændret sig betydelig over det sidste år.

3.5 Perspektivering

Som et skridt på vejen hen imod, at et renseanlæg bliver energi- og/eller klimaneutralt, er optimal udnyttelse af kulstoffet en vigtig hjørnesten, og her kan primærslammet spille en afgørende rolle.

3.5.1 Udfordringer

Som nævnt under afsnittet ”Praktiske erfaringer” har der været en del udfordringer med at få hele anlægget med forfiltre, skruepresse og pulper til at køre stabilt. Der henledes derfor opmærksomhed på, at det er yderst vigtigt at foretage forundersøgelser både i lab- og pilot-skala for at få tilstrækkelig afdækket, hvordan et sådan anlæg kører og fungerer under de forskellige driftsforhold, som findes på et pågældende anlæg. Erfaringerne viser, at fedtindholdet i spildevandet og driften af forbehandlingen (rist og sand- og fedtfang) påvirker driften af forfilteret, idet fedt kan være meget vanskeligt at håndtere. Yderligere blev der observeret enormt svingende ”performance” på fjernelse af suspenderet stof (SS) og organisk kulstof (COD) i forfilteret, hvilket indikerer, at sådanne anlæg måske er bedst egnet i installationer, hvor de kan belastes stabilt for også at sikre, at ydelsen bliver stabil.

3.5.2 Høst af kulstof

Som det ses i evalueringen af målsætningsparametrene, har Renseanlæg Avedøre ikke haft den store fordel ved at forsøge at høste mere COD fra råspildevandet, da SS fjernelsesgraden i forfiltrene ved drift i fuldskala var sammenlignelig med fjernelsesgraden i primærtankene. Dog kan man forestille sig, at andre teknologier til forfiltrering eller alternative teknologier, så som biosorption, kunne være relevante til øget kulstofhøst på anlægget. Yderligere kan det konkluderes fra de opnåede praktiske erfaringer, at der findes driftsudfordringer i fuldskala, som kan være vanskelige at afdække på forhånd i pilotskala.

3.5.3 Opkoncentrering af slam

Baseret på resultaterne af driften med det installerede anlæg ses, at der er en stor besparelse at hente i sparet forbrug af fjernvarme til opvarmning af rådnetankene. Fordelen ved opkoncentrering af primærslammet er vurderet til 976 MWh/år ved behandling af 25 % primærslammet. Denne driftsbesparelse kan øges proportionalt med opkoncentreringen af en større andel af primærslammet, uafhængig af hvordan det udtages (forklaring eller forfilter). Begrænsningen for hvor stor en andel, der vil kunne opkoncentreres, vil afgøres af mængden og koncentration af bioslam og/eller recirkuleret udrådnet slam, som det opkoncentrerede primærslam opblandes med for at sikre en tørstofkoncentration i blanding som fortsat er pumpbart ind til rådnetankene.

For Renseanlæg Avedøre vil blandingen af al primærslam opkoncentreret til 25% TS og biologisk slam med 2% TS blive ca. 7% TS, hvilket vil være pumpbart ind på rådnetankene. Det vil derfor kunne lade sig gøre på Renseanlæg Avedøre, hvis det biologiske overskudsslam fortsat har et tørstofindhold på 2 %.

Det erfares, at der er en række udfordringer med at opnå stabil drift med skrupressen, og at der tabes forholdsvis meget SS i rejektvandet (se bilag 3). SS i rejektvandet kunne opsamles i en tromlesigte og føres til pulperen, hvilket er et forslag til forbedring af konceptet. Alternativt er det være relevant med afdækning af alternative teknologier til opkoncentreringen af primærslammet. Dette kunne for eksempel være dekantercentrifuger. Evnen til at håndtere fedt og øvrige komponenter i primærslammet er essentielt for resultatet. I tillæg bør det overvejes, hvor højt et tørstofindhold, der ønskes, i forhold til at opnå en energieffektiv drift samt arbejdsforhold, så som støj, tilgang o.l.

3.5.4 Fortsat afdækning

Ud over et behov for yderligere afdækning af alternative teknologier til forfiltrering og afvanding til opkoncentrering af primærslammet, er der en række tiltag for det eksisterende anlæg, som forsat mangler afklaring, før der kan etableres et forfilteranlæg med en mere stabil drift og performance. Herunder listes en række af tiltag, der bør undersøges yderligere:

- Brug af udrådnet slam i alle slamrør for at fjerne fedtaflejringer fra primærslammet.
- Etablering af et højtryk spulevandsanlæg til oprensning af skruepressens sold.
- Vende slamtransportør efter filtre for at mindske afstanden, som slammet skal pumpes til skruepressen.
- Tromlesigte til høst af SS fra skruepressens rejekt; SS føres til pulper.
- Optimering af pulperdrift for reduceret el-forbrug.
- Optimering af polymerdosering til forfiltrene.
- Forsøg med dosering af koagulant til forfiltrene.

Afledt af, at forfiltrene ikke fjerner mere SS end forklaringstankene, var det ikke muligt at dokumentere påvirkningen af processerne i det efterfølgende biologiske trin. Dette gælder både observationer på kvælstoffjernelsen via denitrifikation, som derfor ikke kunne anvendes som input til test af online styring af kulstofhøsten, og observationer på lattergasdannelsen. Det sidste punkt er dog delvist undersøgt i WP 2 ved forsøg med dosering af eksternt kulstof.

4. Lattergas

4.1 Baggrund

Under den biologiske rensning af spildevand i luftningstanke (aktiv slam proces) fjernes kvælstof fra spildevandet ved, at ammonium (NH_4^+) i et iltholdigt miljø oxideres til nitrat (NO_3^-) af nitrificerende bakterier, hvorefter denitrificerende bakterier under et iltfattigt miljø denitrificerer nitrat til frit kvælstof (N_2).
Af forskellige årsager kan processen i stedet gå i den retning, at der dannes lattergas (N_2O) i stedet for frit kvælstof i både nitrifikations- og denitrifikationsprocesserne. Lattergas er uheldigvis en særdeles stærk drivhusgas, der er hele tre hundrede gange kraftigere end kuldioxid. Renseanlæg er derfor under visse omstændigheder en betydelig kilde til udledning af en potent drivhusgas, hvorfor opmærksomhed på at opnå en reduktion af emission af lattergas vil bidrage væsentligt til forbedring af renseanlæggets totale carbon footprint.
Indtil for nylig blev renseanlæggenes bidrag af lattergas til drivhusgasudledninger, beregnet ved at anvende IPCCs standard udledningsfaktorer, dvs. uden direkte måling i systemet. Men med anvendelse af de nyeste N_2O-sensorer – her i VARGA-projektet fra Unisense Environment - har man en mulighed for konstant at kontrollere og monitorere koncentrationer af lattergas i væskefasen i luftningstankene, og herfra beregne lattergas emissioner til atmosfæren. N_2O sensorer er et spændende og effektfuldt værktøj til at teste forskellige parametre i retning af at minimere lattergas emissioner.

4.2 Formål

Det overordnede formål med WP2 i VARGA-projektet er at kortlægge lattergasudledningen på Renseanlæg Avedøre samt at minimere denne i praksis ved brug af lattergasmålere og at justere styringen på basis af disse målinger.

4.3 Metoder og forsøgsbeskrivelse

4.3.1 Sensorinstallation og kortlægning af emissioner

Fire online N_2O-sensorer fra Unisense Environment er blevet installeret og vedligeholdt i begge luftningstanke i to af de fire parallelle luftningslinjer (dvs. LT11, LT12, LT31, LT32), som drives så ensartet som muligt med hensyn til hydraulisk og organisk belastning. Hver luftningstank har perioder med skiftevis et iltrigt miljø for nitrifikation og et iltfattigt miljø for denitrifikation. Lattergasemissioner for beluftede og ikke-beluftede zoner blev beregnet online ifølge metoden beskrevet af Baresel et al. 2016 /1/.



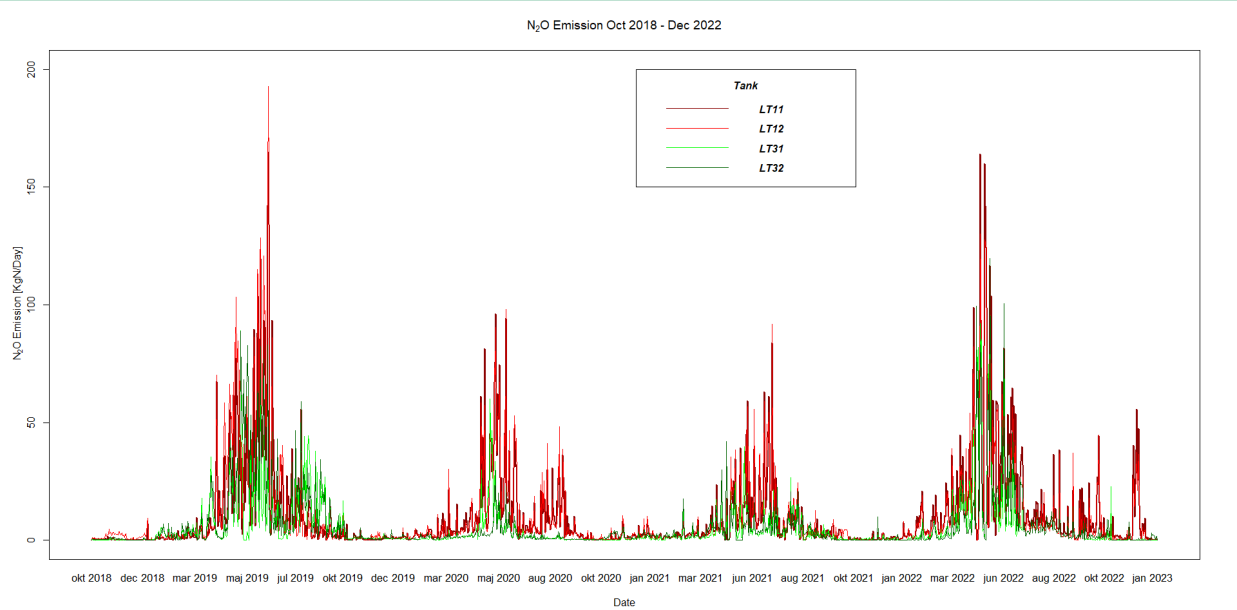
FIGUR 4. Placering af lattergassensorer på Renseanlæg Avedøre.

Målinger fra lattergassensorerne i vandfasen er sket igennem hele projektperioden, og de sendes via et 4-20 mA signal fra N_2O Wastewater Controller enhed til renseanlæggets SCADA og styringssystemer. Emissionerne kalkuleres automatisk (hvert 2. min.) igennem STAR/Hubgrade Systemet og er udbygget med beregnede ækvivalent-emissioner $CO_{2\text{-eqv}}$ for lattergas og for forbrugt elektricitet, kWh-CO_2.
Det skal bemærkes, at lattergasemissionsberegning kræver målinger af luftflowet ind i hver tank. Renseanlæg Avedøre er desværre ikke bestykket med luftflowmålere til hver linje, og derfor beregnes de enkelte luftflow ud fra ventilstillingerne og total luftflow.

4.4 Resultater

4.4.1 Målte lattergasemissioner

Overvågningskampagner med hensyn til lattergasemissioner er præsenteret i FIGUR 5.



FIGUR 5. Døgngennemsnitlige lattergasemissioner fra Renseanlæg Avedøre gennem fire år.

Resultaterne viser, at der er en sæsonbetinget variation mellem den "koldere periode" (okt.-mar.) og den "varmere periode" (apr.-sept.), med størst lattergasemission om sommeren. Der er dog ingen direkte korrelation mellem spildevandstemperatur og lattergasemissioner. Tankene driftes med forskellige slamkoncentrationer (SS) om vinter (ca. 3,5 – 4,5 g/L SS) og om sommer (1,8 – 3,0 g/L SS), hvilket skyldes, at de nitrificerende bakteriers aktivitet og vækst er temperaturpåvirket.

Emissionsmønsteret gentager sig tydeligt igennem de målte år, men også med forskellige niveauer fra år til år. Det er værd at bemærke, at næsten 90% af den årlige lattergasemission udledes i løbet af mar.-juli. Dette er anlægsspecifikt for Renseanlæg Avedøre, idet erfaringer fra andre anlæg fremviser et andet forløb.

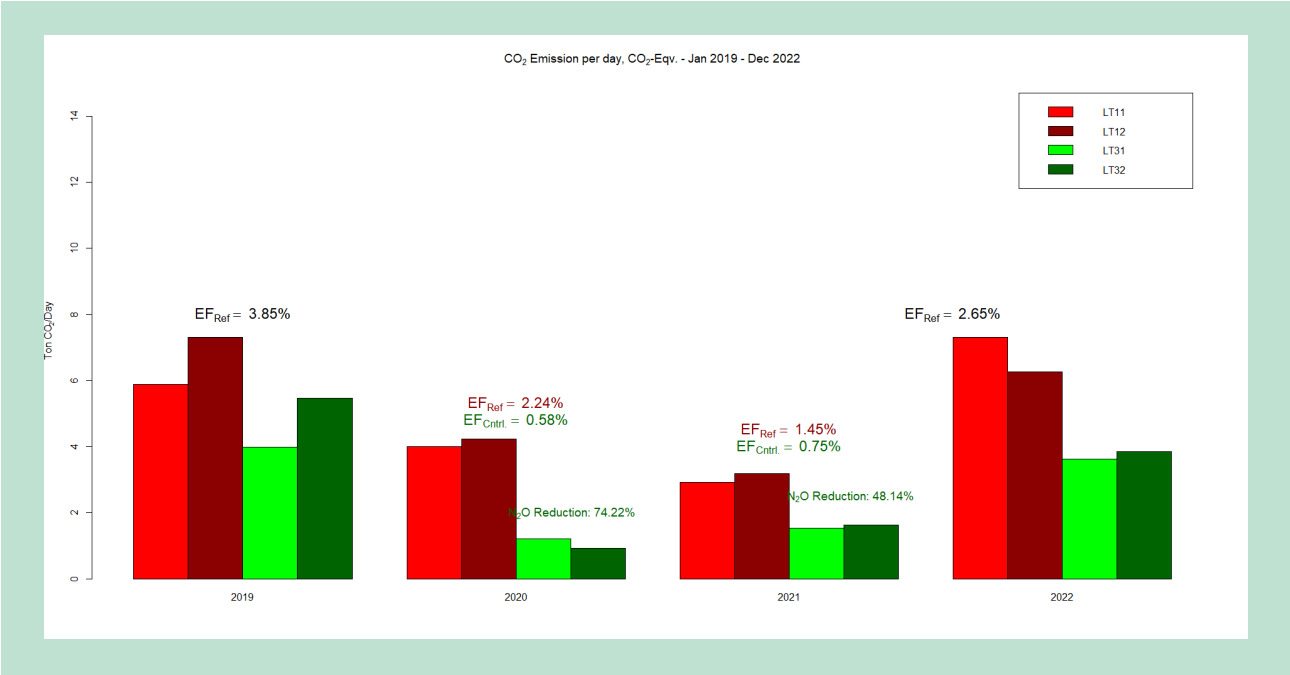
4.4.2 Test af strategier for at nedsætte lattergasemissioner

Igennem projektets forløb er en række strategier blev testet for at nedsætte og ligefrem minimere lattergasemissioner fra luftningstankene. Disse udgør:

- at øge slamindholdet – målt som g/L af suspenderet stof i LT31/32 med LT11/12 som reference /2/.
- en overlejret ammonium drevet beluftningsstyring for at stimulere mere simultan nitrifikation/denitrifikation (N/DN) og undgå akkumulering af nitrat
- lavere ilt-sætpunkter men med længere N-fase /3/
- en øgning af denitrifikationskapacitet med dosering af kulstof (COD), hvor der blev brug glycerol til LT11 med LT12 som reference.

Detaljeret beskrivelse af forsøg og resultater findes i Bilag 4.

Øgningen af slamkoncentrationerne i foråret 2020 og 2021 i luftningstankene LT31/32 har været det mest effektfulde strategi, og effekten af at sænke den specifikke belastning af ammonium pr. bakteriemængde, som er involveret i nitrifikationsprocesserne i luftningstankene, har reduceret N_2O-emission signifikant i sammenligning med LT11/12, se FIGUR 6.



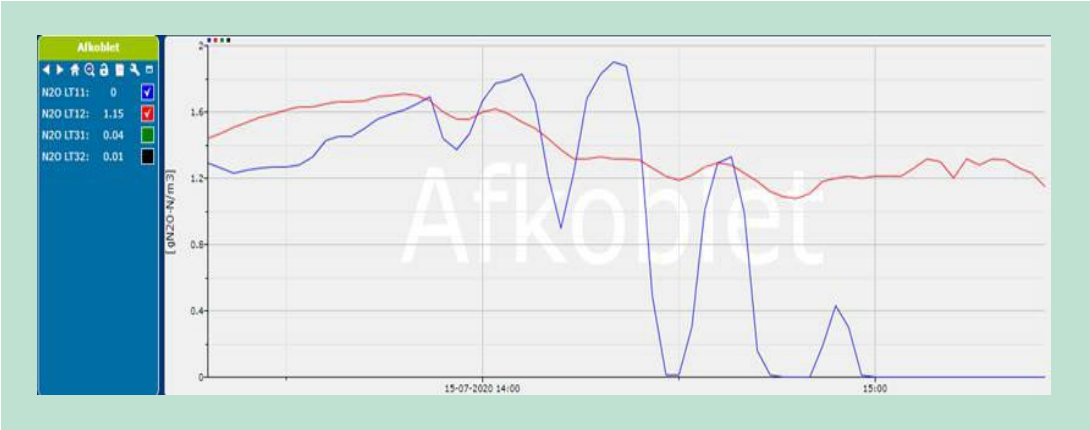
FIGUR 6. Sammenligning af $C_{O2\text{-}eqv}$ –emissionen pr. dag mellem referencetankene LT11 og LT12 (**rød**) og de højere MLSS-tanke LT31 og LT32 (**grøn**). N_2O-emissionsfaktorerne er vist som EF_{N2O} i % N_2O/TN_{Load}. Emissionsreduktionen mellem referencetanken og den kontrollerede tank er også vist i % for de år forsøgene er foretaget.

Der blev målt og opnået en samlet reduktion på 74 % i 2020 og 48 % i 2021, hvor testtanke LT3 sammenlignes med referencetanke LT1. Det giver en samlet CO_2-ækvivalent besparelse på 13.700 tons over de 2 år for alle luftningstanke tilsammen. Over alle 4 år vil øgningen af slamkoncentrationerne kunne lede til en årlig CO_2 reduktion på gennemsnitlig 10.400 tons CO_2-ækvivalent [4.300 - 17.400 tons $CO_{2\text{-}eqv}$].

Som det fremgår af FIGUR 6, er der en tendens til, at basislinjerne i 2019 og 2022 har en højere emission i LT11/12 sammenlignet med de kontrollerede LT31/32. For at foretage et konservativt skøn over emissionsreduktionen, blev alle emissioner fra LT31/32 normaliseret i forhold til den gennemsnitlige baselineforskel mellem LT11/12 og LT31/32. På grundlag af denne korrektion blev der opnået en samlet reduktion på 59 % i 2020 og 18 % i 2021 (data ikke vist). Samlet set peger resultaterne på en forskel i slamsammensætningen, som ikke er målt med den kombinerede sensorpakke på Avedøre. De første data til støtte for dette blev præsenteret på NRR-konferencen i 2020 med data fra det igangværende projekt OnlineDNA, som venligst delte et øjebliksbillede af data fra Avedøre med VARGA-projektet. Resultaterne af N_2O målinger understreger vigtigheden af et aktivt N_2O-overvågningsprogram i realtid.

Disse forsøg blev desuden fulgt op med en test, som ændrede beluftningsstyringen mod mere simultan nitrifikation/denitrifikation. Det skete via implementering af et lavere iltsætpunkt i en periode på tre uger samtidig med et højt SS i tankene. Det medførte dog ikke en yderligere reduktion af N_2O-emissioner.

Det sidste forsøg med dosering af COD (glycerol) var også succesfuldt. Styringsalgoritmen blev implementeret via en programmering i PLC systemet, som var koblet direkte til renseanlæggets styring. Algoritmen var aktiv i en periode på 20 dage med dosering af glycerol. FIGUR 7 viser en kort periode, hvor algoritmen var aktiv. Dosering med glycerol reducerede N_2O koncentrationer i tank LT11 sammenlignet med kontrol tank LT12.

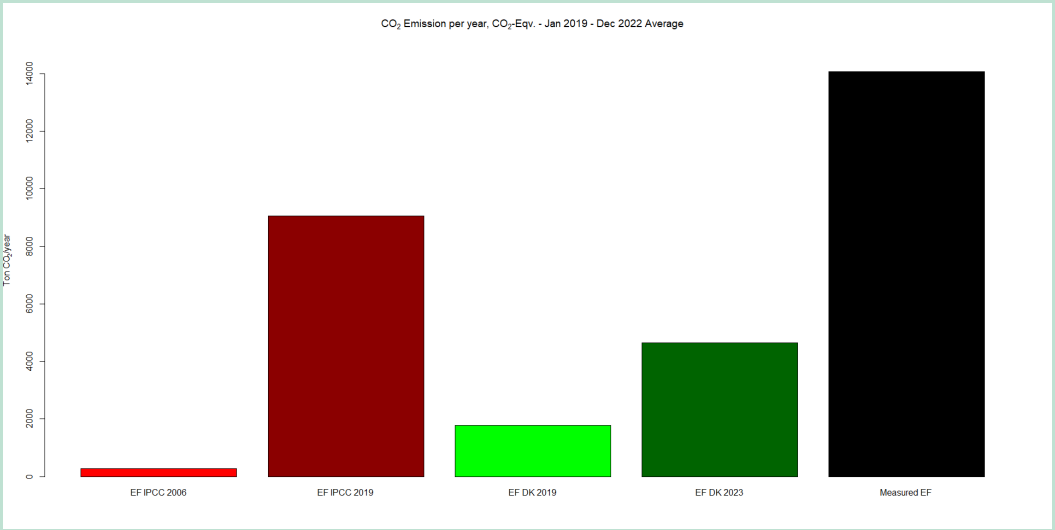


FIGUR 7. COD-kontrolleret test via tilsætning af glycerol.

Algoritmen styrede glycerolmængden ved at beregne den nødvendige COD-dosis baseret på målte NO_3^- og N_2O værdier. En N_2O-emissionsreduktion på 5,1% blev opnået i løbet af den 20-dages testperiode. Selvom den afprøvede glycerol-dosering er effektiv, kan driftsøkonomien af dette tiltag optimeres yderligere ved sænkning af doseringssætpunktet.

4.5 Perspektiver

For at Renseanlæg Avedøre skal have et pålideligt CO_2 -fodaftryk, der tager højde for emissioner fra de biologiske processer, er der behov for realtidsmålinger over hele år. Direkte målinger kan give et mere realistisk billede af lattergasemissionerne i forhold til beregninger baseret på standard emissionsfaktorer. FIGUR 8 viser fire forskellige beregningsmetoder af lattergasemissioner udtrykt som CO_2-eqvivalenter samt den faktisk målte. Det er meget tydeligt, at den målte værdi ligger langt over den teoretisk beregnet værdi, uanset om det er IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) eller den danske national emissionsfaktor, man anvender, /4/.



FIGUR 8. Sammenligning af den årlige CO_2-ækvivalent udledning som funktion af anvendt emissionsfaktor.

Der forventes, at der kommer et krav til lattergasemissioner, og der vil sandsynligvis ske en prisfastsættelse af denne. Hvis CO_2-emissionsafgiften værdisættes til 700 DKK/ton CO_2, som

der tales om, er der, med de under VARGA opnåede resultater, knyttet en besparelse på ca. 4,8 mio. kr./år – dette forudsat den påviste (målte) toårige reduktion på ca. 13.700 tons. Der kan således blive rigtig store beløb at spare ved at sætte ind med den bedst mulige styring af beluftningstankenes kvælstoffjernelse, så CO_2-emission stammende fra lattergasemission reduceres så meget som muligt. Det estimeres, at lattergasmålinger og tilhørende styringer har en ca. pris på 120.000 dkk om året inkl. drift og med en 5-årig afskrivningsperiode. Der er – hvis afgiften kommer - et kraftigt incitament til forsyningsselskaber om at gøre en indsats overfor lattergasemissioner fra de biologiske tanke. Det er et væsentligt led i at opnå CO_2 neutrale renseanlæg, som understøtter den danske vandsektorens fælles målsætning om energi- og CO_2 neutralitet i 2030.

4.6 Referencer

/1/: Baresel, C., Andersson, S., Yang, J., Andersen, M.H. **2016** Comparison of nitrous oxide (N_2O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research, **7**(3), p 185-191.*

/2/: IWA World Water Congress & Exhibition, September **2022**. Presentation: Direct Effect Of Activated Sludge Concentration On N_2O Emission And $CO_{2\text{-eqv}}$ Accounting At Full-scale IWA World Water Congress: https://unisense-environment.com/events/iwa-world-water-congress-2022/

/3/: Xueming Chen, Artur Tomasz Mielczarek, Kirsten Habicht, Mikkel Holmen Andersen, Dines Thornberg, and Gürkan Sin 2019, Assessment of Full-Scale N_2O Emission Characteristics and Testing of Control Concepts in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant with Alternating Aerobic and Anoxic Phases. Environ. Sci. Technol. **2019**, 53, 21.

/4/: MUDP Lattergaspulje Dataopsamling på måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg. Microsoft Word - Rapport N2O Endelig.docm (mst.dk).

5. Bioforgasning af KOD og digestat til økologisk landbrug

5.1 Baggrund

Produktion af biogas ud fra kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) understøtter udmøntningen af Regeringens ressourcestrategi fra 2013 /1/. Den resulterende miljømæssige effekt er fortrængning af fossile brændsler ved udnyttelse af den producerede biogas f.eks. direkte i bygasnettet, opgradering til naturgaskvalitet som erstatning for naturgas eller til transportformål. Før udrådning af KOD tilsættes procesvand (evt. renset spildevand) for at opnå et tilpas lavt tørstofindhold under udrådningsprocessen. Udrådnet KOD benævnes digestat, og vil som følge af vandtilsætningen udgøre ca. den dobbelte mængde af KOD indsamlet. Koncept for modtagelse og behandling af KOD er tidligere belyst gennem et samarbejde mellem Vestforbrændingen, ARC Københavns Kommune og BIOFOS, hvor der opstilles synergier og business case ved placering på et renseanlæg – aktuelt Renseanlæg Avedøre, se /2/.

En synergieffekt ved etablering af et forbehandlingsanlæg til KOD og udrådning af biopulpen på Renseanlæg Avedøre er - i samspil med kulstofhøst (WP1) - en udnyttelse af eksisterende rådnetankskapacitet. Øvrige synergieffekter inkluderer adgang til anvendelse af renset spildevand, adgang til afsætning af naturgas via Hofor's opgraderingsanlæg, adgang til fjernvarme, gode transportmuligheder, mulighed for synergi i drift og vedligehold samt mulighed for deling af mandskabsfaciliteter mv.

Digestat baseret på KOD kan anvendes som gødning i økologisk landbrug. Forbruget af økologiske produkter i Danmark stiger, og der er ikke noget, der tyder på, at forbrugernes efterspørgsel aftager. En øget efterspørgsel sætter krav til en større økologisk produktion, og dermed også en kvantitativ større mængde næringsstoffer, som økologerne må anvende på deres marker. Af de næringsstoffer, der eksporteres fra de økologiske marker til danskernes spisebord, returneres kun en lille andel til de økologiske marker. I dag sker en stor del af næringsstoftilførslen til de økologiske marker ved tilførsel af konventionel husdyrgødning.

Særlig på Sjælland er der underskud af næringsstoffer til de økologiske landbrug, som drives med meget lavere dyretæthed end i Jylland. Derfor efterspørger økologerne organiske gødninger, som kan godkendes i deres produktion.

KOD er en særlig interessant næringsstofkilde for økologerne, fordi KOD er anført på Bilag 2 "Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion" /3/. Bilaget indeholder en liste over ikke-økologiske gødningsstoffer og jordforbedringsmidler, der er godkendt til brug i økologisk drift. Dette vil dog kræve en særskilt udrådning af KOD uden iblanding af slam – eksempelvis på Renseanlæg Avedøre – da slam ikke accepteres af økologiske bønder som økologisk gødning.

Separat udrådning af KOD biopulp med afsætning af digestatet til økologer er derfor interessant for forsyningsselskaber af flere grunde. Først og fremmest udgør den producerede biogas en værdi og dermed en indtægtskilde. Endvidere skal separat udrådnet KOD (digestat) ikke afvandes inden afsætning som gødningsprodukt og dermed påvirkes renseanlæggets N-fjernelses kapacitet ikke. Digestatet kan ligeledes udgøre en indtægtskilde for forsyningsselskaberne. Imidlertid er der lovgivningsmæssige barrierer for bioforgasning af KOD hos forsyningsselskaberne idet evt. indtægter fra gassalg skal tilbageføres til vandforbrugerne samtidigt med

at alle udgifter skal holdes indenfor den (snævre) indtægtsramme, der er afstukket af forsyningssekretariatet. Desuden kan der være konflikt mellem lovgivning om behandling af madaffald hhv, spildevand afhængig af hvordan råmaterialer blandes og udstyr anvendes.

Det teknologiske koncept til forbehandling og bioforgasning af KOD udgør en teknologisk nyskabelse ved at samtænke synergier i behandling af spildevand og affald samt udvikling af gødningsprodukter til økologisk landbrug. At sikre en sammenhængende cirkulation fra storbyborgernes affald til den lokale, økologiske fødevareproduktion og tilbage til byens forbrugere, vil være et koncept, som kan have interesse også udenfor landets grænser, hvor stadig flere bosætter sig i større byer. Det er samtidig gavnligt for natur og miljø, bl.a. grundvandsbeholdningen på Sjælland, idet der ikke anvendes sprøjtemidler i økologisk jordbrug.

Det største forbrug af økologiske fødevarer ses hos forbrugerne i storbyer og storbynære områder, som især København, Nordsjælland og Roskilde m.v. Det er således win-win hvis der kan blive en større produktion af økologiske fødevarer tættere på storforbrugerne, fordi lokale fødevarer giver lavere CO_2-fodaftryk pga. kortere transport af disse økologiske fødevarer – som vi i stor stil importerer fra udlandet.

Hovedstadens drikkevandsindvinding kunne også drage fordel heraf, da der ikke bruges sprøjtemidler i økologisk jordbrug.

5.2 Formål

Afrapportering i dette kapitel dækker de to arbejdspakker WP3 (Værdikæde for KOD) og WP6 (Biogas opgradering). Formålene med de to arbejdspakker kan ses herunder:

Formålet med WP6 var at:

1. Demonstrere separat udrådning af biopulp fra KOD.
2. Anvende bioaugmentation ved udrådningsprocessen; som medfører en høj salt tolerance (ammonium) for de metandannende bakterier.
3. Demonstrere biologisk opgradering af den producerede biogas (metanisering) til naturgaskvalitet.
4. Opskalering til:
    a. Fuldskala
    b. Prototype II.

Formålet med WP3 var at:

1. Sikre tilførsel af tilstrækkelig mængde KOD til etablering af forsøg med gødning fra bioforgasning.
2. Etablere samarbejde med økologiske landmænd om at aftage gødningsproduktet til økologisk dyrkning.
3. Undersøge hvordan ledig kapacitet til udrådning af hygiejniseret biopulp og synergieffekter ved at placere forbehandling og bioforgasning på Renseanlæg Avedøre kan udnyttes.
4. Opnå den bedst mulige kvalitet af gødningsproduktet i forhold til kravene fra økologisk landbrug.

I kapitelteksten gennemgås emner under WP6 før WP3, da bioforgasningen er forudsætningen for at producere restproduktet digestat.

Som udgangspunkt anvendtes en ombygget eksisterende prototype til demonstration af separat udrådning af hygiejniseret biopulp på basis af erfaringer fra DTU og Envidan. Det var intentionen, at resultaterne skulle anvendes til design og opskalering af separat udrådning af KOD enten med en faktor 10 (Prototype II) eller til implementering af løsningen som fuldskalainstallation i én af de i alt 4 rådnetanke på Renseanlæg Avedøre (planlagt som WP5). Imidlertid har der ikke været politisk opbakning fra BIOFOS' ejerkreds til at introducere KOD til Renseanlæg Avedøre, hvorfor der kun foreligger resultater opnået med Prototype I.

5.3 Metode og forsøgsbeskrivelse

Det indgik i det overordnede VARGA koncept at belyse, hvordan fremtidig ledig rådnetankskapacitet på Renseanlæg Avedøre kan udnyttes til udrådning af KOD biopulp. I WP6 belyses de procestekniske aspekter ved en adskilt udrådning af KOD, og i WP3 belyses den efterfølgende genanvendelse af den udrådnede fraktion (digestat) i økologisk landbrug.

Af eksperimentel karakter er der udført separat udrådning af KOD biopulp og med bioaugmentation i en række laboratorieforsøg på DTU efterfulgt af demonstration i pilotskala på Renseanlæg Avedøre. Afslutningsvist er der udført forsøg med en biologisk opgradering af biogas med brint – igen både i laboratorier og i pilotanlægget. Kvaliteten af produceret biogas er bestemt. Gødningsværdien af digestatet – opsamlet under pilotforsøgene – er undersøgt og der er gennemført markforsøg hos økologiske landmænd, se bilag 6 (SEGES, Økologi Innovation).

Afdækning og behov for KOD digestat som økologisk gødning samt betalingsvillighed for økologisk KOD gødning er undersøgt, se bilag 5 og 7 (SEGES, Landbrug & Fødevarer). Det har ladet sig gøre gennem Økologisk VKST's organisering af professionelle økologiske landmænd i ERFA-grupper. Indenfor denne struktur er der afholdt dialogmøder med interesserede aftagere af bioforgasset KOD. Ved dialogmøderne er de deltagende landmænd informeret om projektet, initiativet omkring produktion af gødning fra bioforgasset KOD; og de er bedt om at udfylde et spørgeskema, se bilag 5 (SEGES, Landbrug & Fødevarer).

Et langsigtet samarbejde, spildevandsbranchen, affaldsbranchen og det økologisk landbrug imellem, kræver, at der fra starten er fokus på at opnå den bedst mulige kvalitet af gødningsproduktet i forhold til kravene fra økologisk landbrug. Fokus er derfor rettet mod hvilke krav, der stilles til kvaliteten af gødningsproduktet herunder grænser for uønskede indholdsstoffer jf. den økologiske forordning. Der er f.eks. udført laboratorieanalyser af KOD-pulpen før udrådning hos Eurofins (fysiske urenheder, tungmetaller, miljøfremmede stoffer, etc.) – se bilag 7 (SEGES, Landbrug & Fødevarer) – for at holde digestatet op imod øko forordningens krav.

5.4 Resultater

Resultaterne af analytisk og strategisk karakter er baseret på en vurdering af KOD potentialet samt prognose for tilgang af KOD i Københavnsområdet til forbehandling og efterfølgende bioforgasning med produktion af biogas.

Ved projektets start var estimatet, at kulstofhøst (WP1) med opkoncentrering af primærslam iblandet biologisk slam ville frigøre én rådnetank til fuld afgasning af 40-70.000 tons KOD/år.

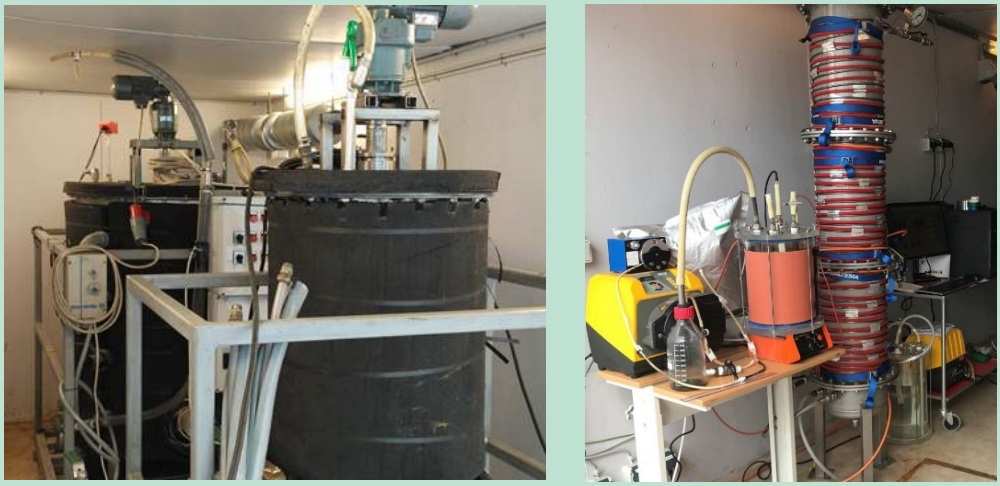
Københavns Kommune har et potentiale på 53.000 ton KOD årligt, hvilket er vurderet tilbage i 2020. Der er en ny vurdering i gang, og denne er formodentligt klar i løbet af 2023. De seneste år har Københavns Kommune indsamlet omkring 15.000 ton KOD, hvilket er ret langt fra målet i Ressource- og Affaldsplan 2024, som er på 73 %, eller 38.700 ton. Kommunen har igangsat en række initiativer for at øge indsamlingen. Håbet er at nå 20.000 ton i løbet af 2023 /4/.

Forudsat at der de kommende år nås op på indsamling af 30.000 ton KOD/år, vil der kunne produceres ca. 60.000 m^3 (tons) digestat, som indeholder ca. 168 tons ammonium-kvælstof (2,8 kg NH_4^+-N/ton) og ca. 24 tons fosforgødning (0,4 kg P/ton) pr år. Dermed skabes grundlag for udvidelse af det økologisk dyrkede areal med 2.800 ha (dosering af 60 kg NH_4^+-N/ha), se bilag 6 (SEGES). Det svarer til en stigning af det økologiske areal på Sjælland med op til 10 %, og ideelt set tæt på København af hensyn til en kort transportafstand med digestatet.

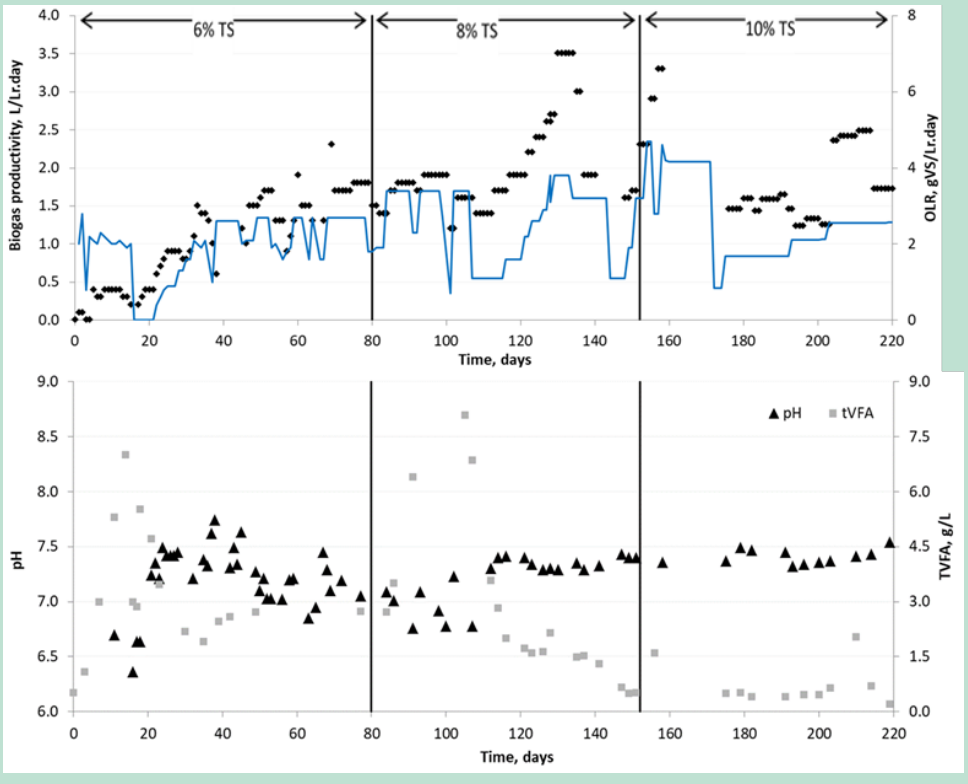
Bioforgasning af KOD:

Der er udført både laboratorieforsøg på DTU og pilotskalaforsøg på Renseanlæg Avedøre med separat udrådning af KOD samt opgradering af biogassen til naturgaskvalitet med brint,

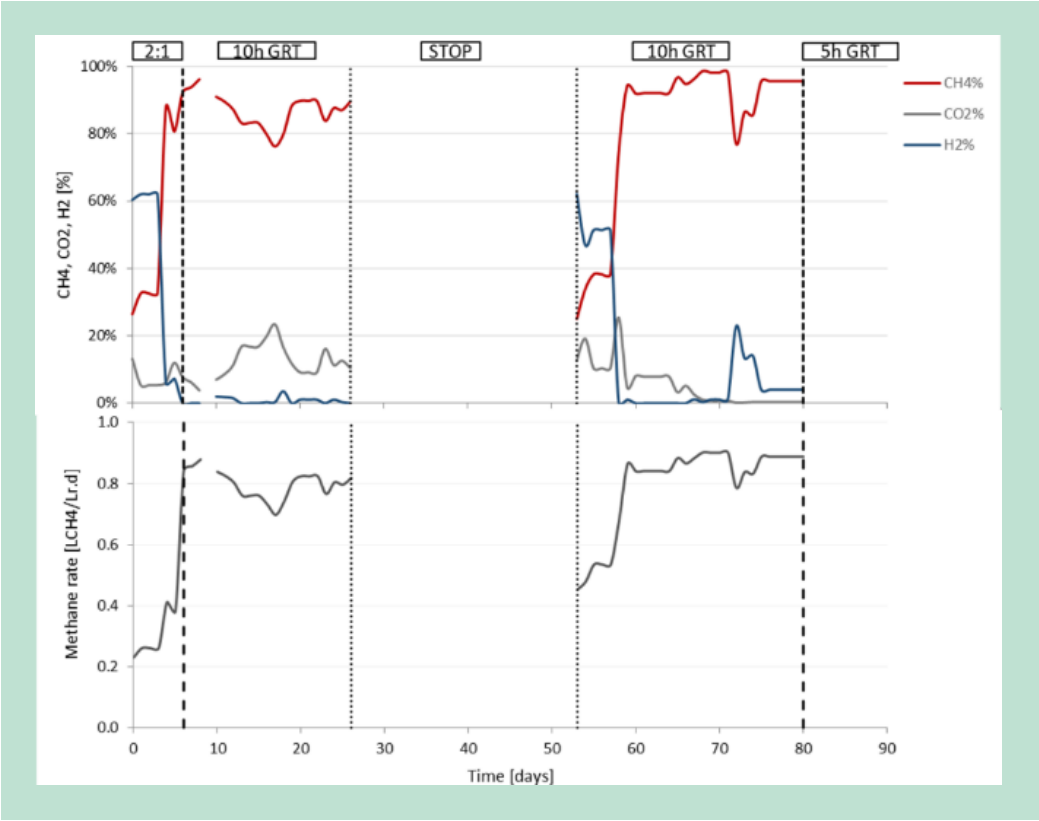
se FIGUR 9. Resultater fra de udførte tests er præsenteret i FIGUR 10 og FIGUR 11. Under forsøgsperioden har været tilknyttet flere specialestuderende fra DTU.



FIGUR 9. Til venstre pilotanlæg anvendt til separat udrådning af KOD og til højre pilotanlæg anvendt til forsøg med opgradering af biogas med brint.



FIGUR 10. Biogasudbytte (biogas productivity) ved forskellige belastninger i pilotskala vises sammen med pH og koncentrationen af flygtige syrer (TVFA).



FIGUR 11. Kvaliteten af biometan efter biologisk opgradering af biogassen med brint. Den røde kurve viser metanindholdet ved forskellige belastninger (gas opholdstider, GRT).

Resultaterne fra bioforgasning af KOD opsummeres herunder, og er afrapporteret i bilag 8: "VARGA WP6 slutrapport".

- Pilotreaktoren blev podet med biomasse fra Hashøj Biogasanlæg (50 % af totalvolumenet). I løbet af forsøget blev den organiske belastning forøget gradvis ved en forøgelse af tørstofindholdet i indløb af reaktoren fra 6% til 8% og 10% TS.

- Separat udrådning af KOD biopulp viste under mesofile forhold en gennemsnitlig biogasproduktion på ~490 Nm^3 CH_4/t VS_{in} i laboratoriet og ~370 Nm^3 CH_4/t VS_{in} i pilotanlægget, hvilket er i overensstemmelse med den teoretiske forventning.

- Generelt viste forsøgene, at en højere organisk belastning fører til højere metanproduktion. Samtidig kunne pH værdien holdes på et stabilt niveau på omkring 7,5 og koncentrationen af flygtige syrer kunne holdes lav. Mekaniske udfordringer ved højere TS-indhold end 10% (f.eks. pumpning af biopulp) forhindrede dog yderligere øgning af belastningen på anlægget.

- Overordnet set var biogasprocessen relativt robust i løbet af hele driftsperioden, og der var ikke tegn på hæmning (f.eks. ammoniumhæmning).

- Biologisk opgradering af biogas med brint til biometan ved hjælp af en streng af mikroorganismer kaldet *Archaea* kunne demonstreres i et trickling filter i pilotskala. Under termofile betingelser opnåedes metankoncentrationer på ca. 90% og metanproduktiviteter på ca. 0,8-0,9 L CH_4/L/d. Samtidig viste processen sig, at være meget robust med korte opstartsfaser efter procespauser.

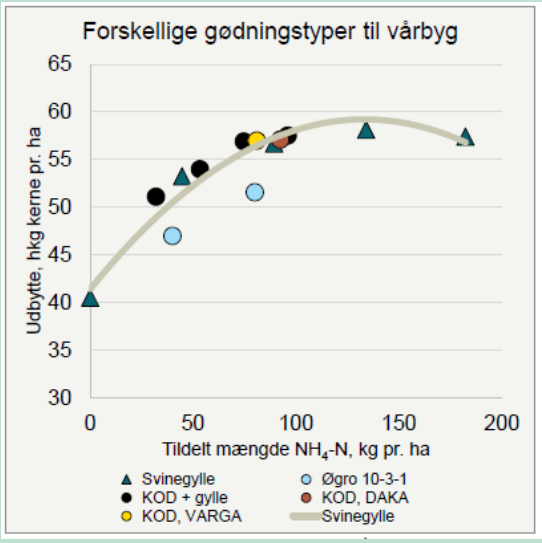
Der er udarbejdet en række videnskabelige artikler omkring bioforgasning af KOD samt biologisk opgradering af biogas med brint til biometan, se bilag 12 (liste med formidlingsaktiviteter).

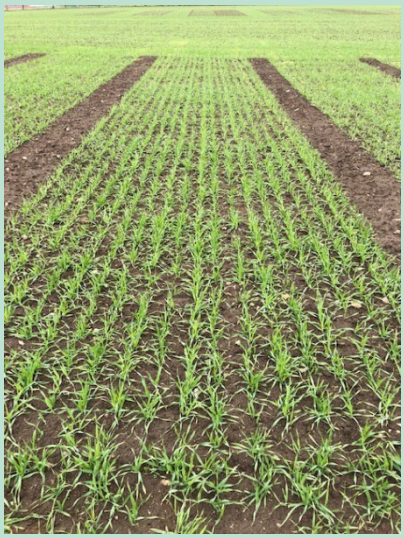
Digestat til økologisk landbrug:
Det potentielle marked for økologisk godkendt KOD-digestat omkring hovedstadsregionen er kortlagt, se bilag 7 (SEGES Landbrug & Fødevarer).

Værdisætningen af digestatet og vurdering af dets anvendelse i økologisk jordbrug baseres på spørgeskemaet til økologiske landmænd, analyser af digestatets kemiske sammensætning og markforsøg. Digestatet er først og fremmest værdisat ud fra dets kvælstofindhold og dets gødningsvirkning.

Spørgeskemaet indeholder emner om bedriftens næringsstofbehov, landmændenes tanker om værdi af næringsstoffer og gødningsmidlet baseret på afgasset KOD, samt holdninger til brug af husholdningsaffald som gødning på deres marker. Svarene fra de økologiske landmænd har synliggjort både deres behov og betalingsvillighed, se bilag 5 (SEGES Landbrug & Fødevarer). Gødningsværdi af digestatet er bestemt gennem de af SEGES Økologi Innovation udførte markforsøg hos økologiske landmænd, se bilag 6. Resultater herfra er et væsentligt bidrag i værdisætningen af digestatet.







FIGUR 12. Øverst opsamlet digestat fra pilotforsøgene, nederst udbyttekurve og forsøgsmark, som er gødet med digestat.

De væsentligste resultater er summeret herunder:

- KOD gødningen viste sig at have stort set samme udbytte- og kvælstofrespons som svinegylle i det pågældende forsøgsår for den tilladte mængde af ammoniumkvælstof.
- På trods af skærpede krav til tungmetalniveauer, når tilført økologiske landbrugsarealer, viser analyser af pulp fra anlæg, der udelukkende modtager kildesorteret madaffald fra husholdninger, at kravene nemt kan overholdes.

- Næringsstofferne i VARGA-produktet har en estimeret værdi af 36,3 kr. pr. ton ved prissætning efter værdien af næringsstoffer i kunstgødning. Et forsøg på at prissætte produktet efter næringsstofværdien i gødningsproduktet: "Øgro" prissætter VARGA-produktet til 81,9 kr. pt. ton.
- Værdien af VARGA-produktet i marken (ammoniumkvælstof) vurderes at være 84 kr. pr. ton under hensyntagen til en række realistiske antagelser om merudbytte og afgrødens afsætningspris.
- I scenarieberegninger for lokaliteter, hvor husdyrgødning er svært tilgængeligt, vurderes afsætningspris for VARGA-produktet at ligge i intervallet 33-54 kr. pr. ton. I fremtids scenarieberegning vurderes VARGA-produktets afsætningspris at kunne være op til 86 kr. pr. ton under antagelse af særlige forhold og uden hensyntagen til landmandsgevinst, udgifter til maskiner, arbejdsløn, transport, lager mv.

5.5 Perspektivering

Der har ikke i BIOFOS' ejerkreds været enighed om skæbnen for KOD i København, og om hvorvidt det er hensigtsmæssigt, at KOD behandles på Renseanlæg Avedøre trods de synergier der måtte være med denne placering. Fuldskala demonstration med omstilling af en rådnetank fra slam til ren KOD blev derfor ikke realiseret.

Separat udrådning af KOD bl.a. fra Københavnsområdet sker i dag på Solrød Biogasanlæg. Solrød Bioenergi har i år 2021 opført et nyt biogasanlæg med en kapacitet på 250.000 tons biomasse, der primært modtager KOD og madaffald fra industrien. Metanudbyttet på 490 Nm^3 metan/ton VS og 370 Nm^3 metan/ton VS fremkommet i VARGA projektets pilotanlæg er samme interval, som der oplyses ske under fuldskala udrådning af KOD i Solrød. Solrød Bioenergi opnår biogas udbytter i KOD og madaffald, som varierer fra 575–775 Nm^3 biogas/ton VS (60-65% metan) svarende til 345-503 Nm^3 metan/ton VS. Biogassen, som produceres på Solrød Bioenergi, opgraderes og afsættes på naturgasnettet. Digestatet (restproduktet) er godkendt til økologisk brug, og markforsøg hos økologiske landmænd viser højere gødningsværdi sammenlignet med husdyrgødning grundet et højere indhold af næringsstoffer samt høj plantetilgængelighed grundet biogasprocessens omdannelse af bundet næringsstof til tilgængeligt næringsstof. Solrød Bioenergi modtager KOD fra kommunale indsamlinger, men også madaffald/restprodukter fra industrien /5/.

I et direkte spin-off projekt af VARGA projektet er produktion af højværdi produktet mikrobielle proteiner fra opgraderet biogas undersøgt i laboratorieskala. Udviklingsprojektet FUBAF (Fra Urbant Bioaffald til Animalsk Foder) har ligeledes været støttet af MUDP og resultaterne er afrapporteret i april 2022 /6/.

5.6 Referencer

/1/: Danmark uden affald, Oktober 2013. den danske regering.

/2/: KOD samarbejde, Forprojekt ved Vestforbrændingen-ARC-BIOFOS-Københavns Kommune. Notat juni 2017.

/3/: Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, Landbrugsstyrelsen, MFLF Febr.2023. Rapport (lbst.dk)

/4/: Susanne Lindeneg, Københavns Kommune, Teknik og Miljøforvaltningen, Klima og Byudvikling (email 28. marts 2023).

/5/: Jacob Wagner Jensen, Bigadan A/S.

/6/ FUBAF: From Urban Biowaste to Animal Feed, MUDP report, april 2022. ISBN: 978-87-7038-411-7

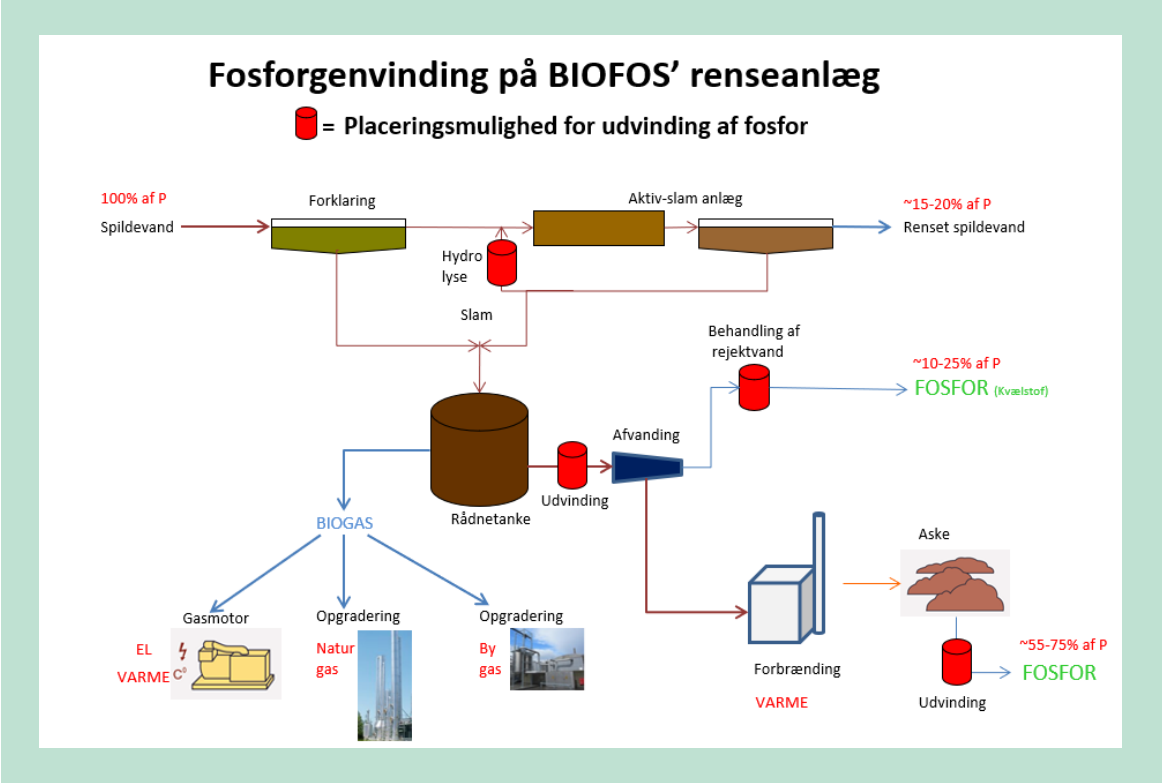
6. Fosfor genvinding

6.1 Baggrund

6.1.1 Fosfor genvinding fra spildevand

Fosfor er et grundstof som er en nødvendig bestanddel af alt levende, og det indgår i gødninger til en række afgrøder. Fosfor, der anvendes i Europa, er frem til i dag i vid udstrækning udvundet i Marokko og Rusland; og som der kan være politiske grunde til at være uafhængig af. Prisen på fosfater stiger på verdensmarkedet.

I spildevand findes fosfor i en ikke ubetydelig mængde overvejende fra menneskets fordøjelse, samt madrester og vaskemidler. Som konsekvens har man i spildevandssektoren i mange år har bestræbt sig på at genvinde fosfor og skabe en cirkulær økonomi for dette. Fosfor kan opsamles flere steder i et renseanlæg som vist her i FIGUR 13.



FIGUR 13. Muligheder for fosforgenvinding på BIOFOS' renseanlæg.

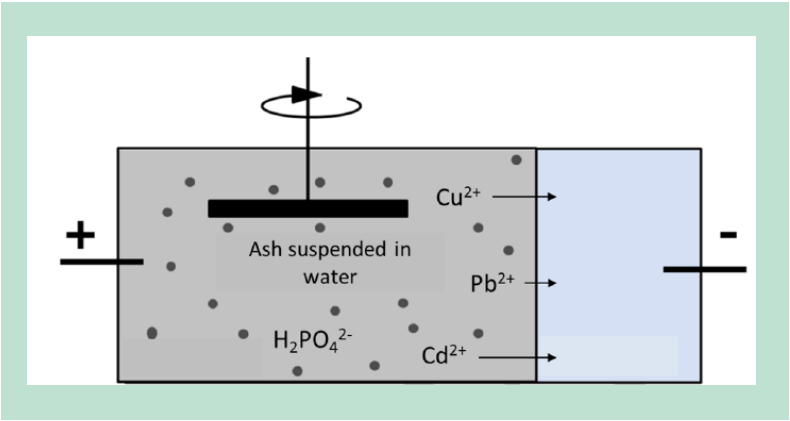
Der er fosfor i biologisk slam fra aktiv-slam anlægget. Når dette udrådnes, vil en del af fosforet ved nedbrydning vandre over i slamvandet, hvorfra det kan udvindes før eller efter afvanding af slam (rejektvandet). I Danmark er der udviklet metoder til at genvinde fosfor fra rejektvand ved udfældning som struvit salt. Herved kan der opsamles mellem 15 og 30 % af den fosfor, der tilgår renseanlægget.

I BIOFOS brændes alt udrådnet slam, og langt den største del af fosfor fra det indkommende spildevand vil genfindes i slamasken fra forbrænding. Der er typisk 8-10% ren fosfor i BIOFOS' slamaske.
Asken kan blandes, som den foreligger, med andre asker og salte for at opnå en gødning.

Fosfor kan også ekstraheres fra slamaske for at få en mere ren form.
De mest anvendte metoder indtil nu er baseret på en opløsning i en syre med efterfølgende oprensning.

6.1.2 Beskrivelse af idé og princip i Elektrodialysen

På Danmarks Tekniske Universitet (DTU Sustain) har man i en del år arbejdet med en teknik der hedder elektrodialyse, se FIGUR 14.
Teknikken er i første omgang anvendt til at adskille tungmetaller fra forurenet jord, men også ekstraktion af tungmetal og fosfor fra slamaske har været eftervist i laboratoriet i en del år.



FIGUR 14. Princip for en to-kammer elektrolysecelle.

I en to-kammerreaktor adskilles de to kamre af en kat-ion selektiv membran. Der er desuden installeret en elektrode i hvert kammer med henholdsvis en negativ ladet katode og en positivt ladet anode.
Ekstraktionen foregår batch-vis. Asken opslemmes i vand i det venstre kammer, og der sættes strøm til opslemningen, hvorefter pH vil falde i venstre kammer. Herved opløses fosfor og de fleste tungmetaller i vandet (syren).
De positivt ladede tungmetal ioner vil tiltrækkes af katoden til højre og vandre gennem den kat-ion selektive membran og udfældes på katoden /1/.
Fosforsyren kan adskilles fra aske-resten (sand) ved filtrering og yderligere inddampes.

6.2 Formål

Formålet med VARGA-indsatsen på fosfor i arbejdspakke 4 var:

- At udvikle en prototype reaktor til elektrodialytisk ekstraktion af fosfor fra slamaske.
- At undersøge strømforbrug og effektiviteten af fosforekstraktionen.

6.3 Metoder og forsøgsbeskrivelse

6.3.1 Design af prototype

I VARGA-projektet har det været formålet at opskalere fra laboratorie reaktor til semi-industriel skala.

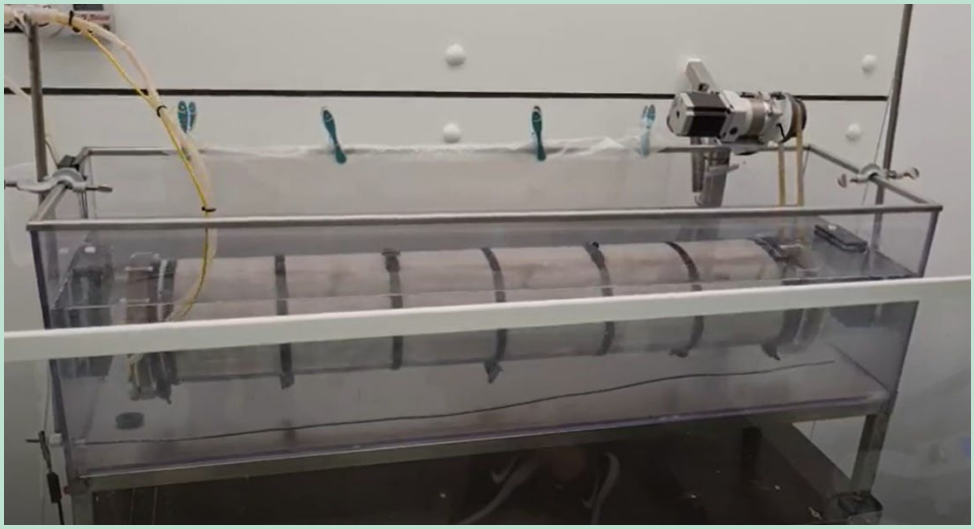
Der er først udført forsøg hos Krüger/Veolia i 2017 med en ny reaktor type for at forsøge at mindske strømforbrug og opholdstid. Forsøg er afrapporteret i bilag 9.
Efter de nedslående resultater med et højt elforbrug i Paris var man i tænkeboks, men et nyt reaktordesign så dagens lys på DTU i 2018.
Der er flere udfordringer ved reaktordesignet, hvor især det at opnå en proces hvor strømforbruget ikke er for stort samtidigt med, at den nødvendige opholdstid heller ikke bliver for stor.

Det kræver først og fremmest et stort membranareal, idet modstanden her årsager et øget strømforbrug. Membranen skal kunne modstå slid fra aske og holde tæt for væske mellem kamrene.
Der skal helst være en høj koncentration af opslemmet aske. Tidligere forsøg har vist, at det ikke er nødvendigt at holde asken opslemmet hele tiden, men en periodevis opblanding er tilstrækkeligt.

Det skal være muligt at fylde og tømme aske i reaktorkammeret uden de helt store manøvrer og med et acceptabelt arbejdsmiljø.
Under processen udvikles ilt og brint ved elektroderne, så disse gasser skal kunne slippe væk.
Den lave pH værdi stiller krav til hvilke materialer, der kan anvendes.

Under indtryk af alle disse udfordringer kom DTU op med et design som vist i FIGUR 15.





FIGUR 15. Ny reaktor neddykket i kar med katodevæsken.

Reaktoren er stadig cylindrisk, men udgør nu kun anode kammeret. Katode-kammeret, udgøres af et 'akvarium', hvori cylinderen er neddykket.
Den hvide kationbytter membran er spændt op på et cylindrisk skelet og skal slutte tæt, så væske ikke udveksles mellem de to kamre.

Cylinderskelettet har monteret indre bafler. Ved hjælp af en motor og en kilerem kan cylinderen drejes 160 grader frem og tilbage i intervaller således, at asken opblandes.
De dannede gasser slippes ud gennem en 'skorstens-slange', der udmunder over væske niveauet.

6.3.2 Forsøg med elektrodialyse

Reaktoren er testet i 2022 og blev fremvist på IWA WWC i september 2022. Der er i laboratoriet på DTU udført 5 forsøgsrækker A til E, med forskellige betingelser, se TABEL 3.
Der er arbejdet med forskellige væske/aske forhold fra 1,8 til 4,7 og med forskellige strømstyrker 1-4,5 ampere.

TABEL 3. Forsøgsbetingelser med EDS reaktor, udarbejdet efter /2/.

Exp.	Aske masse (kg)	Væske (l)	Væske:Fast stof (l/kg)	Strøm (A)	Rotation On:off (min:min)	Varighed (d)
A (Pilot-3)	1.5	7.0	4.7	1.0	5:10	4
B (Pilot-4)	1.5	7.0	4.7	3.0	5:10	4
C (Pilot-5)	2.0	6.0	3	3.0	5:10	4
D (Pilot-8)	3.0	5.4	1.8	3.0 (1 dag) 4.5 A (3 dage)	5:5	4
E (Pilot-9)	2.0	6.0	3	3.0 (1 dag) 4.5 A (2 dage)	5:10	3

6.3.3 Forsøg med restsand

Når fosfor er ekstraheret fra asken sammen med andre opløselige salte, vil der være et 'restsand', der mest består af silicium- og jernoxider.

Som et sideprojekt i VARGA er der udført en undersøgelse af restsandets anvendelighed som fyld materiale og/eller cementerstatning i beton /3/. Der er foretaget en rundspørge i beton industrien om interessen for at aftage restsand. Rambøll har været tovholder i samarbejde med DTU-sustain, EasyMining og BIOFOS.
Projektet har vist at der er en stor interesse i branchen for at øge cirkulær økonomi og at mindske klimaaftrykket fra beton.
Der blev anvendt restsand fra EasyMinings Ash2Phos proces, da der ikke var produceret restsand fra elektrodialysen endnu. En del af sandet blev malet til finere partikler for at give sandet en bedre cement effekt. Ved en 10 % erstatning af Portland cement kunne samme styrke opnås i betonen.
Der er visse ikke løste vanskeligheder med porøsitet og vandindhold og deraf flydeevne af betonen. Dette skal muligvis løses med additiver.
Som et synligt resultat af forsøgene blev der fremstillet to sæt betonstole, se FIGUR 16 nedenfor, der nu står ved hhv. Rambøll og på Renseanlæg Avedøre. Hvert sæt består af en stol i standard beton og en stol med 20 % restsand.



FIGUR 16. Stolen til venstre indeholder 20% restsand i betonen. Der ses en rødfarvning pga. jernindholdet.

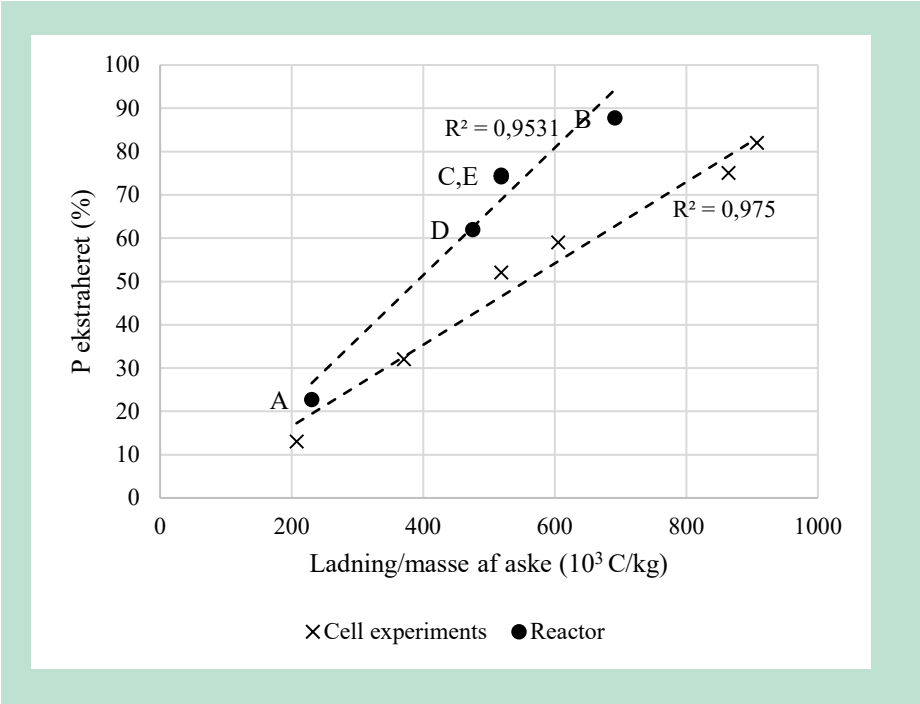
6.4 Resultater af elektrolyse

Resultatet af de 5 forsøg A-E er opsummeret i FIGUR 17 sammen med tidligere resultater af elektrolyse i mindre skala (cell experiments).

Den største ekstraktion på næsten 90% af fosfor skete i eksperiment B. Forskellen på de to ekstremer eksperiment B og A er udelukkende strømstyrken, som det fremgår af tabellen ovenfor.

Det ses, at der i den nye reaktor er opnået en optil 50% bedre effektivitet af den tilførte strøm i forhold til tidligere. Det skyldes formodentlig primært det øgede membranareal, som er begrænsende for proceshastigheden.

Der er flere detaljer om forsøgene i artiklen *Simultaneous phosphorous extraction and heavy metal removal from sewage sludge ash by electrodialysis in a tube reactor* /2/.



FIGUR 17. Fosfor ekstraktions effektivitet som funktion af den overførte ladning (~strømforbrug), udarbejdet efter /2/.

6.5 Perspektiver

I de første forsøg udført af VERI i Paris i 2017 blev der opnået højest 70% frigivelse af fosfor. Det viste sig, at strømforbruget til elektrodialyse var uforholdsmæssigt højt dvs. dyrt, og Krüger/Veolia trak sig ud af samarbejdet med BIOFOS og DTU.
Det nye reaktordesign fra DTU-sustain har en anderledes væsentlig forbedret effektivitet, der danner basis for en yderligere opskalering til industriel skala.

Den store fordel ved elektrodialysen frem for de kemiske metoder er netop, at der ikke anvendes kemikalier, men der kan i stedet anvendes grøn strøm som vigtigste input.
Der kan ikke ud fra de her udførte forsøg opstilles en pris for elektrodialyse af slamaske.

Firmaet CleanMatter har påtaget sig at gå videre med opskalerings-opgaven og har med støtte fra Energiteknologisk Udviklings og demonstrationsprogram (EUDP) startet projekt "Power to P" i 2023. Målet er at opbygge en reaktor i en størrelse, der kan 'multipliceres' parallelt efter behov. Processen tænkes anvendt på slamaske, men også andre bio-asker fra f.eks. landbrugs baserede biogasanlæg, som der er et stigende antal af især i Nordeuropa.

Hvis det lykkes at skabe en konkurrencedygtig reaktor, er markedet i Europa stort. Der er en askeproduktion på anslået 1-2 mio. tons /år, som vil kunne bidrage til EU's fosforforbrug med 100-200.000 tons. Det udgør omkring 10 % af det nuværende forbrug af fosfor til gødningsformål i EU.

6.6 Referencer

/1/: Ottosen L., Jensen P.E., Kirkelund G.M.: Phosphorous recovery from sewage sludge ash suspended in water in a two-compartment electrodialytic cell. *Waste Management 51, (2016) p. 142-148.*

/2/: Ottosen L., Thornberg D.: Simultaneous phosphorous extraction and heavy metal removal from sewage sludge ash by electrodialysis in a tube reactor (Environmental Science and Pollution Research, afventer publicering).

/3/: Ottosen L., Thornberg D., Cohen Y., Stiernström S.: Utilization of acid-washed sewage sludge ash as sand or cement replacement in concrete. *Resources, Conservation & recycling 176 (2022).*

7. Livscyklusvurderinger

7.1 Baggrund

Omstilling af et konventionelt renseanlæg til ressourceanlæg er individuelt fra anlæg til anlæg, og kan gennemføres via forskellige delprojekter. Det er vanskeligt at gennemskue hvilke tiltag, der rent faktisk er fordelagtige for forsyningen og samfundet. Tiltag, som umiddelbart giver en klimagevinst, vil måske betyde træk på andre ressourcer eller øget udledning af uønskede stoffer med det rensede vand.
En livscyklusvurdering er netop et værktøj til at understøtte beslutningsprocessen, når der sammenlignes forskellige initiativer og løsninger på tværs af fælles miljøparametre. Der sammenlignes typisk på klimapåvirkning, emissioner til vand og luft og ressourceforbrug.

I VARGA projektet er påvirkningen af de forskellige tiltag vurderet med et fokus på klimagevinster og ressource genvinding i form af fossile og mineralske ressourcer, herudover er der set på eutrofiering til en række recipienter. Slutteligt er der suppleret med en økonomisk dimension. Det muliggør en vurdering af den totale værditilvækst ('total value added' (TVA)) som er differencen mellem nuværende og forventede priser på spildevandbehandling hos forbrugerne.

7.2 Formål

Formålet med VARGA-indsatsen i arbejdspakken livcyklusvurdering var:

- At kvantificere miljøeffekten af en omstilling fra et konventionelt renseanlæg til et ressourceanlæg.
- At skabe sammenhæng mellem arbejdspakkerne.
- At dokumentere projektets effekt på miljø og økonomi overfor omverdenen.

7.3 Metoder og forsøgsbeskrivelse

7.3.1 Forprojekt

I 2017 blev der udført et forprojekt af Envidan, som har opgjort status på Renseanlæg Avedøre (bilag 1). I forstudiet findes en gennemgang af de planlagte tiltag og deres fordele. Der er taget udgangspunkt i den viden, der forelå ved projektets start omkring forbrug og produktion (2016). Herfra er der lavet en fremskrivning til 2025 med den daværende viden om ændringer i belastning mv. Der er udarbejdet tre miljøkortlægninger med mængdeopgørelser for hhv. 2016, og 2025 med og uden VARGA tiltag. De kan ses i bilag 1.
Dette forstudie har dannet baggrund for det efterfølgende arbejde af DTU, der omtales i det følgende.

7.3.2 Scenarier

VARGA-projektet har beskæftiget sig med flere forskellige teknologier og principper med henblik på ressource genvinding og klimaforbedring.
Som beskrevet i tidligere kapitler har der været testet:

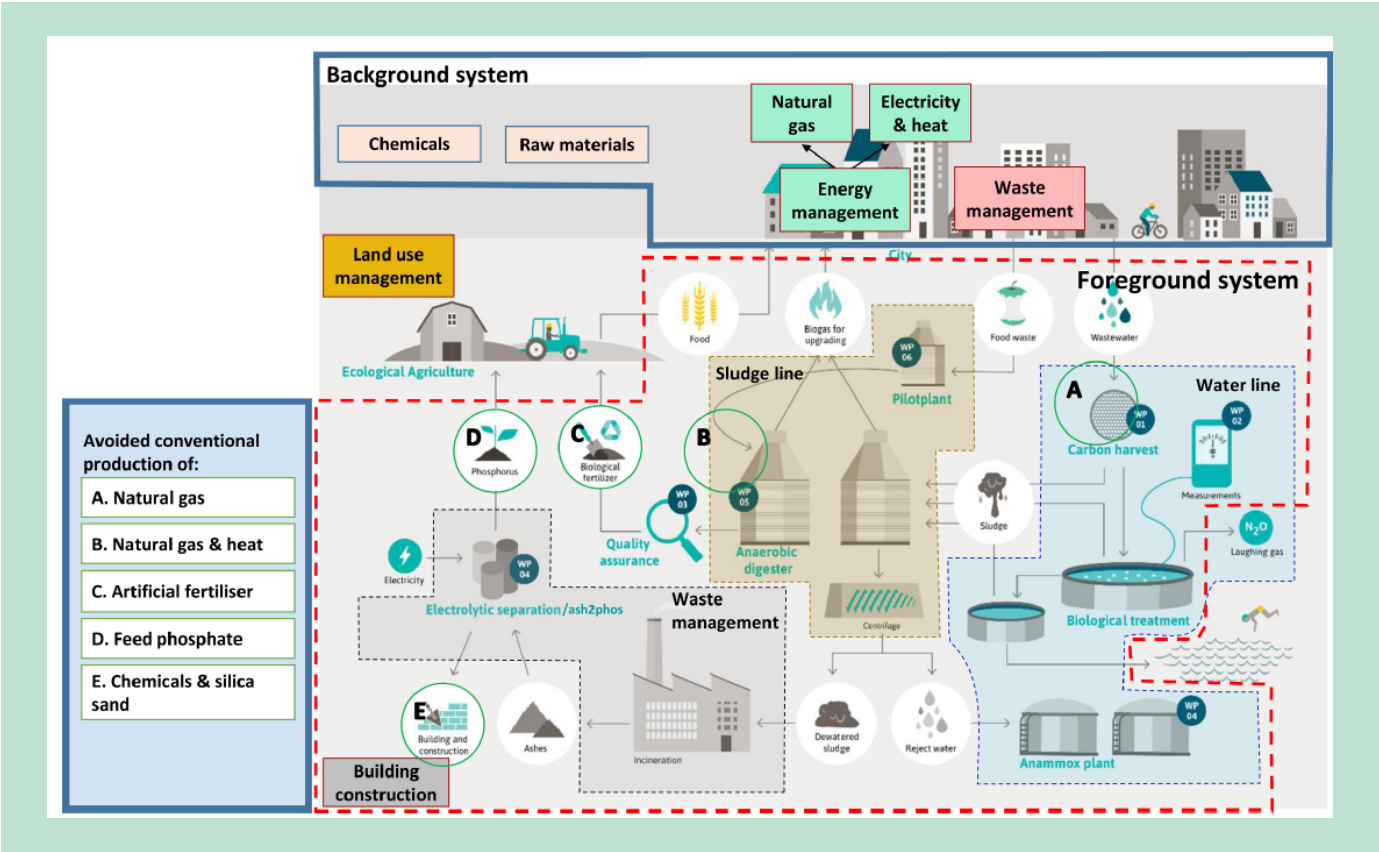
- Lattergas måling og reduktion (N2O scenarie)
- Biometanisering (CH4 scenarie)
- Fosforgenvinding (P scenarie)
- Kulstofhøst (C scenarie)

Herudover var *anammox* processen til fjernelse af kvælstof i rejektvandet tænkt som en nødvendig tilføjelse (A scenarie), hvis KOD udrådning blev realiseret. Denne proces er taget med i LCA vurderingen, selvom det ikke blev realiseret på renseanlægget.

Der er således vurderet 5 scenarier mod et basis scenarie, (Bilag 10)

1) **Basis scenarie**. BioDenitro anlæg med kemisk fældning, udrådning af slam med biogas produktion. Opgradering af biogas ved traditionel amin proces til biometan (naturgasnettet). Forbrænding af slam og deponering af asken.
2) **N2O scenarie**. Tilføjet 4 lattergas sensorer i luftningstanke. Kontinuert korrektion af fase-længder i BioDenitro anlægget jf. N_2O måling
3) **N2O + CH4 scenarie**. Tilføjet opgradering af biogassens CO_2 ved biometanisering (Biogassens kuldioxid omdannes til metan ved tilsætning af brint. Brint produceres ud fra elektrolyse, som spalter vand til brint og ilt – ved brug af vedvarende energikilde).
4) **N2O+CH4+P scenarie.** Tilføjet at slamasken konverteres fra affald til ressource. I denne analyse anvendtes data fra EasyMinings Ash2Phos proces, idet der ikke var data tilgængelig fra elektrodialysen.
5) **N2O+CH4+P+C scenarie.** Tilføjet forfiltrering som anvendes til at øge kulstofudtag i primærtrinnet. Slammet afvandes optil 25% inden opblanding med sekundærslam, der tilføres rådnetanke.
6) **N2O+CH4+P+C+A scenarie.** Tilføjelse af et anammox anlæg til behandling af rejektvand fra slamafvanding.

Livscyklusvurderingerne og økonomi data blev baseret på resultaterne fra fuldskalaforsøg, pilotforsøg, miljødata rapporter, ekspertvurderinger samt litteratur oplysninger.
Afgifter på spildevand og energi er medregnet men ikke moms.

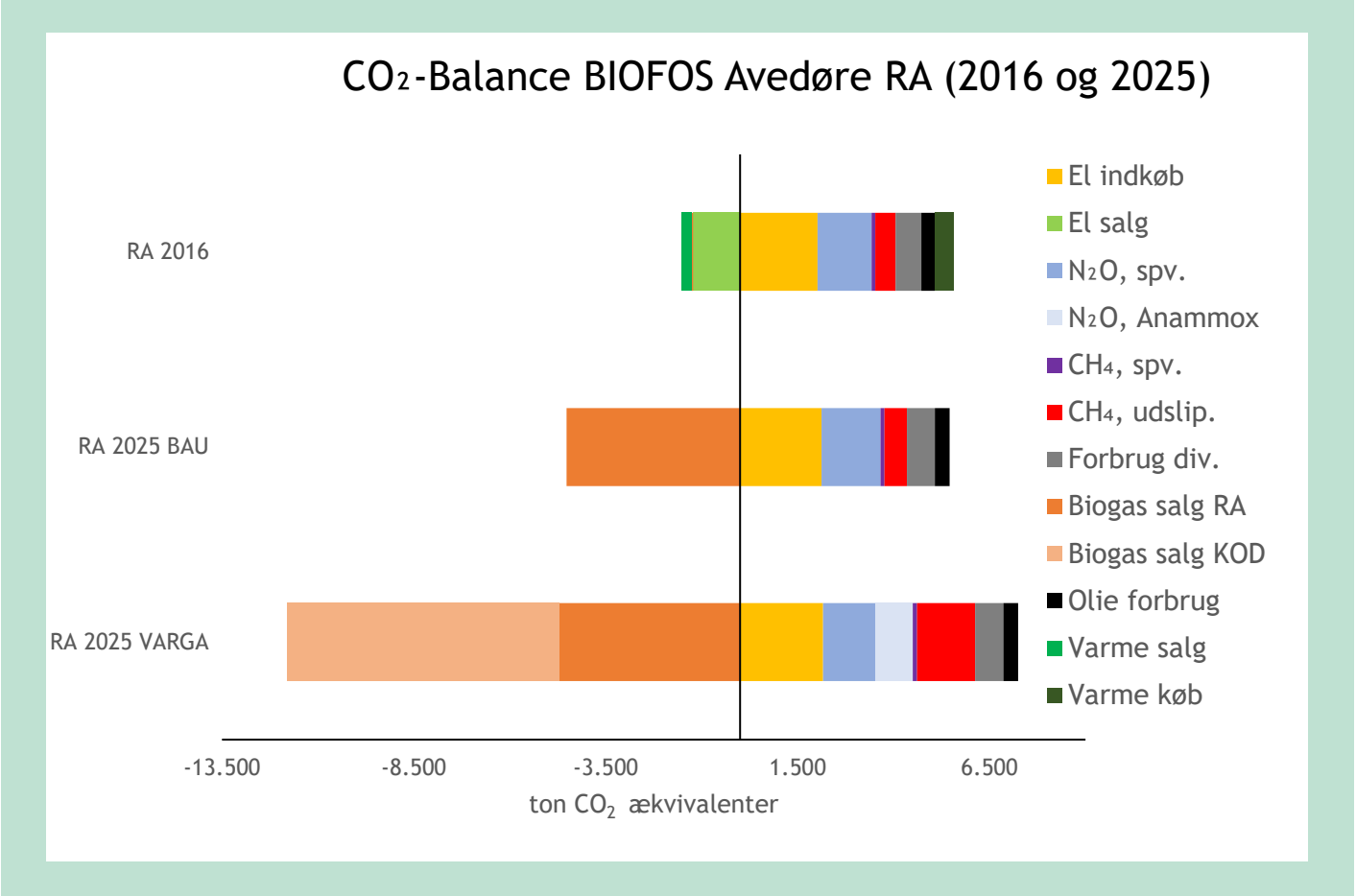


FIGUR 18. System komponenter og grænser for LCA på Renseanlæg Avedøre (bilag 10).

7.4 Resultater

Forstudiet fra 2017 havde bl.a. som resultat en beregning af CO_2-ækvivalent balancer for referencesituationen i 2016 sammenlignet med 2025 scenarie med og uden VARGA tiltag, se FIGUR 19. Negative værdier svarer til en reduktion af den CO_2 inducerede klimapåvirkning, hvor de positive værdier svarer til en CO_2 forøgelse i atmosfæren. Forbrug div. er CO_2 ækvivalenter omregnet fra forbrug af følgende materialer: Lud, kalk, polymer og fældningskemikalier.

Der er stor forskel på et anlæg i 2025 hhv. med og uden VARGA tiltag, især på den negative side pga. en stærkt øget biogasproduktion. Klimaet påvirkes i en positiv retning, med en effekt der svarer til en reduktion på 5.515 ton CO_2 pr. år ved implementeringen af VARGA.



FIGUR 19. CO_2 balance for tre scenarier fra forstudie.

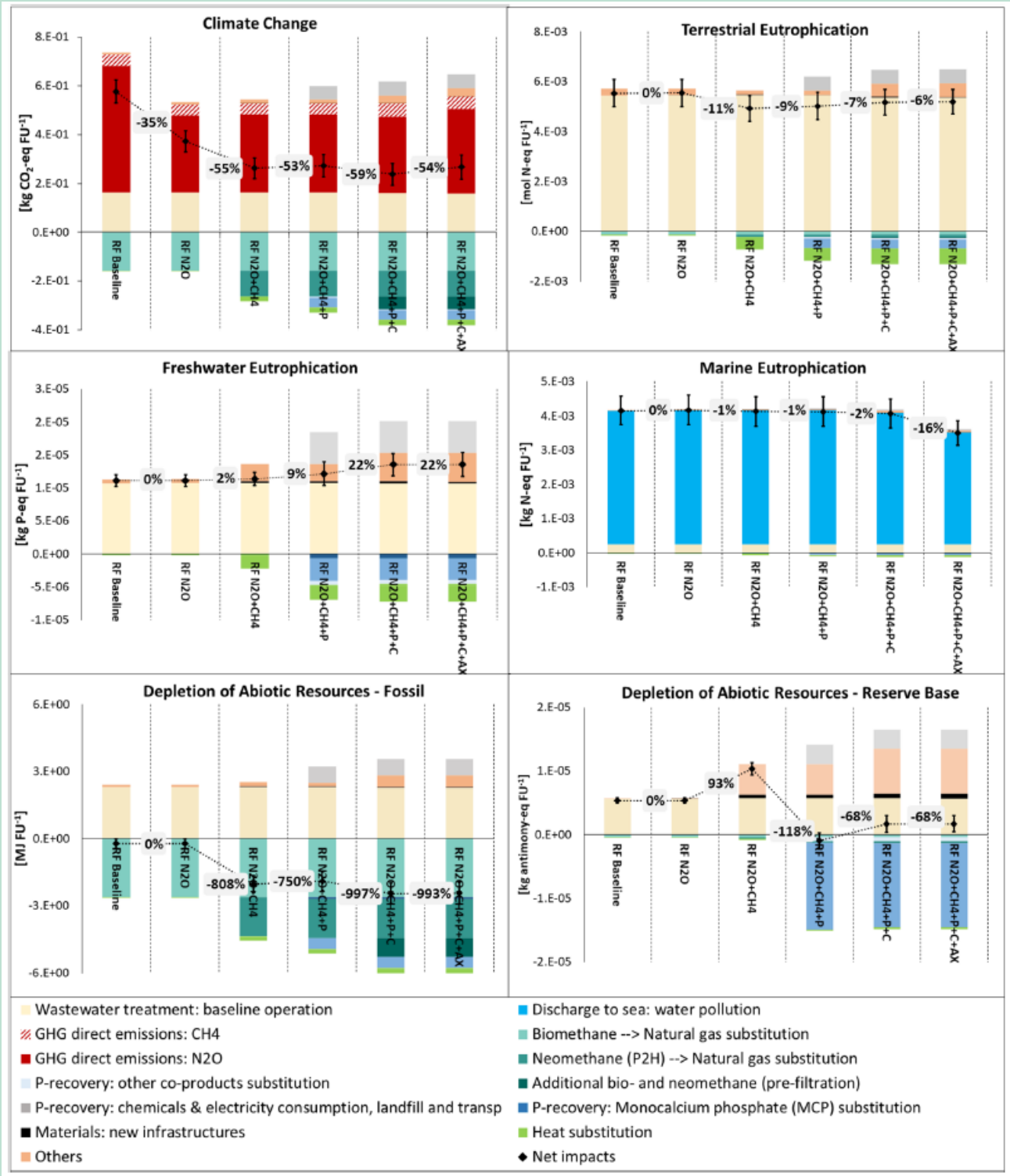
7.4.1 Resultater af hovedanalysen

Resultater af en livscyklusvurdering (LCA) angives stort set altid ved sammenligning af scenarier på de forskellige parametre og baseret på en funktionel enhed.
I dette studie er den funktionelle enhed behandling af 1 m^3 spildevand til kravværdier.

I FIGUR 20 er der vist de sammenlignede scenarie værdier for påvirkningskategorierne

- Klimaforandring i kg CO_2-ækv./m^3.
- Eutrofiering i jord i mol N-ækv./m^3.
- Eutrofiering i ferskvandsrecipient i kg P-ækv./m^3.
- Eutrofiering i marin recipient i kg N-ækv./m^3.
- Forbrug af fossile ressourcer i MJ/m^3.
- Forbrug af uorganiske ressourcer (mineraler og metaller), reserver i kg Sb-ækv./m^3.

Generelt sker der en forbedring i miljøpåvirkninger, når VARGA teknologier implementeres på Renseanlæg Avedøre.
Klimapåvirkningen forbedres i scenarie 3-6 – altså efter, at teknologier til både lattergas styring og biometanisering af biogassens kuldioxid inddrages. I disse scenarier opnås en 53-59 % forbedring i forhold til basis (stiplet linje med %-satser).
Scenarierne 2-6 – altså efter, at lattergas styring inddrages, viser ligeledes en forbedring i forhold til både eutrofiering af jord og forbrug af fossile ressourcer.
Ferskvands eutrofiering forværres noget i scenarierne 5 med kulstofhøst, og 6, som også inddrager anammox. Det skyldes indirekte produktionen af kemikalier, der bruges til effektiv forfiltrering.



FIGUR 20. Værdier for LCA resultat i de forskellige påvirkningskategorier (Faragò *et al* 2021, /11/). FU funktionel enhed i.e. behandling af 1 m^3 spildevand.

Kun scenariet med anammox (6) reducerer den negative påvirkning af en maritim recipient. Når mere kvælstof fjernes i renseanlægget, antages det, at der udledes mindre til recipienten. Mineraler, der skal anvendes i maskiner/apparater i forbindelse med ressource genvinding, belaster generelt ressource reserver af f.eks. metaller i scenarie 3 med biometanisering af kuldioxid. Det er især de metaller, der skal indgå i produktion af grøn strøm fra vindmøller, der er

skyld i denne belastning, se FIGUR 20 – grafen om "Forbrug af uorganiske ressourcer (mineraler og metaller), reserver i kg Sb-ækv./m^3".
I scenarier, der indbefatter fosforgenvinding, opnås generelt et godt resultatet med henholdsvis 68 og 118 % forbedring i forhold til basis scenariet.
Vurdering af den økonomiske værdi viser, at omkostningerne til at omstille til ressourcegenvinding generelt overstiger de økonomiske fordele, der opnås.
Opgradering af kuldioxid til biometan indebærer store omkostninger til elektricitet (med den nuværende afgiftsstruktur). 2022-23 priserne på elektricitet og gas er forbundet med stor usikkerhed, så det er svært at forudsige hvilken vej, det går med rentabiliteten ved at fremstille biometan vha. elektricitet.
Installation af lattergasmåling og styring indebærer en relativ lav omkostning. Hvis der som forventet påføres afgift på drivhusgas emission, må det forventes, at der bliver en signifikant added value.
Genvinding af fosfor ved kemiske metoder vil påføre forsyningerne en øget omkostning der ikke pt. kan opvejes af en indtjening på salg af fosfor og restsand. En udvikling mod genvinding af fosfor fra spildevandet forudses at kræve politiske indgreb.

7.5 Perspektiver

I den fremtidige omstillingsproces fra konventionel spildevandsrensning til et ressourceanlæg, som måtte komme til at foregå på danske og udenlandske anlæg, vil der være mange svære valg, der skal træffes. Ofte vil omstillingerne indebære nye anlægsprojekter, som i sig selv giver anledning til en klima- og miljøbelastning.
For at kunne vurdere den samlede effekt af tiltag både med hensyn til fordele, men også ulemper, er det en stor støtte at udføre en livscyklusvurdering.

Der vil i de fleste tilfælde være store investeringer i ny infrastruktur, og disse investeringer skal holdes op imod den mulige økonomiske og miljømæssige merværdi, som ændringerne medfører. De økonomiske vurderinger (TVA), som er udført i dette projekt, viser, at omkostningerne til omstilling oftest overstiger den direkte økonomiske benefit ved tiltagene. I forhold til livscyklusvurderingerne viser det, at ikke alle tiltag bidrager med besparelser i alle miljøpåvirkninger, og at det nogle gange kommer med en øget økonomisk udgift. Derfor bør beslutninger tages på et grundlag, som inddrager de ressourcetiltag, der har positiv miljøpåvirkning, også selvom det påfører forbrugerne en mindre stigning i vandprisen.

Meningsmålinger blandt vandforbrugere har gentagne gange vist, at folk er villige til at betale mere for vandet, hvis de samtidig føler sig trygge ved, at det renses bedre og/eller, at ressourcer udnyttes bedre. Det kunne være en god idé at gennemføre undersøgelser, der belyser, hvordan disse faktorer påvirker den forbrugeroplevede vandpris.

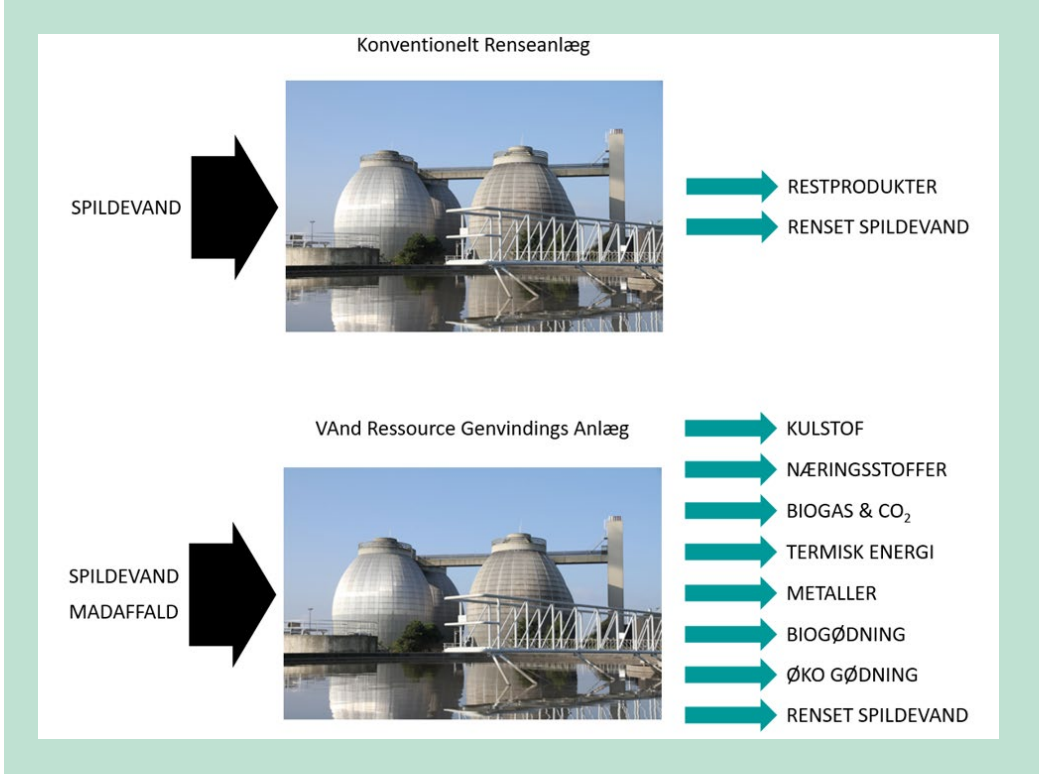
8. Principper for valg af ressourcegenvinding

8.1 Baggrund og formål

Den traditionelle og vigtige spildevandsrensning i Danmark har siden de første renseanlæg blev bygget handlet om at behandle spildevandet, der opsamles i kloaksystemet, så det ikke udgør en sundhedsrisiko for mennesker eller udledes urenset til recipient og derved forårsager skade på vandmiljøet. I Danmark har vi siden 90'erne fjernet både organisk stof samt kvælstof og fosfor i renseanlæggene.

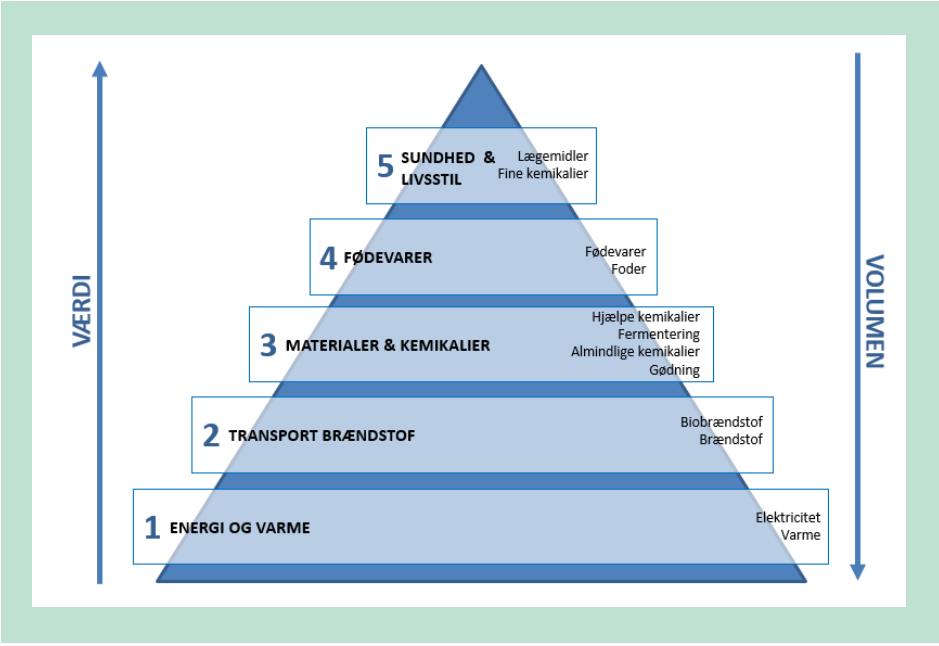
I de senere år er der kommet fokus på, at spildevandet indeholder nogle ressourcer, som byen kan få glæde af. Det kan være både energiproduktion og specifikke kemikalier, CO_2 eller renset vand til genbrug.

I dette kapitel redegøres for hvilke overvejelser, man som forsyning kan gøre sig i forbindelse med omstilling af et gennemsnitligt dansk renseanlæg til en større eller mindre grad af ressourcegenvinding. Tankegangen bag dette paradigmeskift fra konventionelt renseanlæg til et Vand Ressource Genvindings Anlæg er illustreret i figuren herunder.



FIGUR 21. Fra konventionel Renseanlæg til Vand Ressource Genvindings Anlæg.

Generelt er spildevandet meget fortyndet, og består hovedsagligt af vand (mere end 99%) og de øvrige ressourcer udgør kvantitativt under 1 %. Produkter udvundet fra spildevandets indhold af ressourcer konkurrerer med hinanden, f.eks. kan biogas ikke både anvendes til el og varme produktion og samtidig opgraderes til naturgaskvalitet for afsætning på naturgasnettet.



FIGUR 22. Ressource hierarki. Opad betyder større værdi men også mindre mængde.

I pyramiden, som illustrerer ressource hierarkiet, FIGUR 22, er det økonomisk fordelagtigt at bevæge sig op ad for at opnå den største værdi – eksempelvis kan biogas bruges til varmeproduktion, men det har større værdi som brændstof til busser. Et andet eksempel er fosfor, der kan tilgå landbruget som gødning, men kan opnå større værdi som rent fosfor til foderblandinger eller brug i industrien. I denne vurdering skal der ses på markedets størrelse og hvilke omkostninger, der er forbundet med at løfte ressourcen op i pyramiden.

8.2 Hvilke ressourcer er der i spildevand

8.2.1 Kulstof

Den mest kendte og udnyttede ressource på renseanlæggene er uden tvivl kulstofforbindelser, som traditionelt har været og stadig anvendes til energiproduktion i form af biogas.
Den anaerobe udrådning af slam har fundet sted i mange år, oprindeligt for at reducere slammængden, og biogasproduktionen blev i starten anset for et unødigt biprodukt.
I dag er biogas produktion blevet den vel nok vigtigste brik i renseanlæggenes bestræbelser på at blive energineutrale eller endda positive.
På de fleste anlæg bliver biogassen omsat i en gasmotor (Combined Heat and Power - CHP) hvor der produceres både el og varme. Varmen kan anvendes internt på anlægget typisk til at opvarme rådnetankene. Nogle anlæg eksporterer også varme til fjernvarmenettet. Biogassen kan alternativt opgraderes til biometan og eksporteres til naturgasnettet, hvor det findes i nærheden, som det sker på Renseanlæg Avedøre.
På mange anlæg er der allerede fokus på at øge produktionen af grøn energi i kombination med at spare på energiforbruget. Kulstofhøst, som blev testet i VARGAs arbejdspakke 1, havde til formål at udtage mere organisk stof i renseanlæggets primære trin for at øge biogasproduktionen og samtidig mindske energiforbruget til beluftning i det sekundære biologiske rensetrin. Se kapitlet om kulstofhøst.
I BIOFOS brændes alt slam, hvorved restkulstoffet efter udrådning omsættes til varmeenergi, der eksporters til det københavnske fjernvarmenet. Dette er et vigtigt element for, at BIOFOS kan fremvise et energioverskud.

8.2.2 Termisk energi

I de senere år er der kommet fokus på den store varmemængde, der kan udnyttes ved afkøling af det rensede spildevand. Ved hjælp af varmepumper kan man producere 5 gange så

meget energi, som der findes i det organiske stof i spildevandet. Det er i dag realiseret i f.eks. Odense, Kalundborg og Roskilde. Ved udnyttelse af termisk energi kan således opnås en markant forbedring af klimaaftrykket.
Det er nødvendigt at et sådant anlæg anlægges og drives af det lokale fjernvarmeselskab, da rammebetingelserne for kloakforsyninger ikke kan rumme denne aktivitet.

8.2.3 Næringsstoffer, fosfor og kvælstof

Fosfor anses som en knap ressource, og den stigende befolkningstilvækst i verden øger behovet for fosforholdig gødning til produktion af madvarer.

Fosfor kan i dag i korte træk genvindes ved udspredning af slam, udfældning fra rejektvand, udspredning af slamaske eller ved ekstraktion fra slamaske. Der er udviklet nogle teknologier til at genvinde fosfor fra spildevand. I VARGA-projektet er der arbejdet specifikt med elektrodialyse af opslemmet slamaske mhp. at udtrække og oprense fosfor. Det er beskrevet i kapitel 6 om fosforgenvinding i denne rapport.

Tilstrækkeligt raffineret kan fosfor flyttes højere op i pyramiden for ressource hierarkiet (FIGUR 22) eksempelvis i foder, elektronikindustri eller til sprængstof i stedet for til gødningsformål.

I forhold til genanvendelse af nitrogen fra spildevandet testes i øjeblikket ny teknologi på BIOFOS med fældning af ammonium-kvælstof i rejektvandet og fremstilling af et gødningsprodukt som eksempelvis ammoniumsulfat. Processen, der er mekanisk/kemisk, er udviklet af svenske EasyMining og testet på Renseanlæg Lynetten, BIOFOS i 2022. Metoden viser, at > 95% af rejektets ammonium indhold kan genvindes, og det svarer til ca. 15% af det kvælstof, som findes i spildevandet. Demo-anlægget blev fremvist på IWA-konferencen sept. – 2022. Projektet blev støttet af EU's Horizon-program og er derfor ikke en del af VARGA, men supplerer VARGA i retning af genvinding af kvælstof fra spildevand.

8.2.4 Slam

I dag bliver slam i Danmark overvejende udbragt på landbrugsjord.
Slam indeholder en række forskellige organiske forbindelser, der i princippet kunne adskilles til mere funktionelle fraktioner. Det kunne være proteiner til foder, monomerer molekyler som er byggesten til bioplast eller cellulosefibre til genbrug som papir. I Holland er man noget længere fremme med disse tanker.
En ny teknologi der for nylig er installeret i to fuldskala anlæg i Danmark er *pyrolyse*. Her forbrændes slammet uden ilt til biokoks. Biokoksen kan videreforarbejdes til aktivt kul, der kunne være en interessant salgsvare. Alternativt vil biokoksen udbredt på landbrugsjord udgøre en lagring af CO_2.

Produktion af højværdi produkter ved udviding af biopolymere (EPS) udfra biologisk overskuddslam ier et relativt ny område indenfor ressourcegenvinding og anses for at være en interessant ny ressource med mange applikationer feks. Stimulering af plantevækst, komposit materiale til byggeindustrien samt biopolymernes flammehæmmende egenskaber.

I Danmark er der udviklingsprojekter omkring omdannelse af slam til bioolie. Bioolie kunne være et godt eftertragtet produkt, der kan fortrænge fossilt brændstof i den tunge transport. Udnyttelse af slam til særlige formål er ikke testet i VARGA projektet.

8.2.5 Vand

Globalt set er den vigtigste ressource i spildevand selve vandet. Der er mange steder i verden, hvor der mangler vand til kunstvanding eller andre sekundære formål. Det er generelt ikke så interessant i en dansk kontekst, da vi har rigeligt med godt grundvand.
Når der på et tidspunkt skal produceres brint i stor skala på de mange ideer til Power-to-X (PtX) anlæg, hvor der indgår elektrolyse, som spalter vand til brint og ilt, kan renset spildevand

blive interessant som råvare alternativ til drikkevand og havvand. Det er anslået, at et 6 GW PtX anlæg anvender 30 mio. m^3 vand pr. år. Dette vil kræve et supplerende rensetrin, da vandet skal være ultrarent i disse PtX anlæg, hvilket DIN Forsyning i Esbjerg i øjeblikket arbejder med.

8.2.6 CO_2

Der bliver i stigende grad set på muligheder for at udnytte klimagassen CO_2 som råstof i en række processer til fremstilling af energiprodukter. Lovende teknologier inkluderer biologisk opgradering af biogas og PtX. Under den førstnævnte kan CO_2 sammen med H_2 fra elektrolyse indgå i opgradering af den producerede gas fra rådnetanke, dette er afprøvet i stor pilotskala (Electrochaea) og i mindre skala med DTU i VARGA-projektet. En opskalering vil være en mulighed for nedbringelse af CO_2 aftryk i fremtiden. Den overskydende varme fra elektrolyse kan benyttes til opvarmning.

En opskalering af den i VARGA testede teknologi vil finde sted i Esbjerg (Nature Energy/Shell) PtX anlæg, hvor grøn strøm benyttes til at spalte vand til brint og ilt i et elektrolyseanlæg. Brint kan derefter enten bruges som grønt brændstof eller proteinproduktion. Proteinproduktion kan ske under en syntese med CO_2 og næringssalte via en bakteriel omsætning. I denne proces kan rejektvand og CO_2 fra rensningsanlægget benyttes som ressourcer, og det er efterprøvet i VARGA spin-off projektet ”FUBAF”. Derudover har UNIBIO to pilotanlæg i Danmark og har idriftsat et fuldskalaanlæg i udlandet (som dog anvender naturgas som kulstofkilde). Tillige vil denne teknologi kunne fortrænge CO_2 fra transport af importeret protein.
DTU (kemiteknik) opstarter et nyt Innovationsfond støttet projekt PROFIT i 2023 der fortsætter arbejdet med proteinproduktion.

Sluttelig kan nævnes, at ilten, der produceres i elektrolyseanlægget, ligeledes kan udnyttes til beluftning på renseanlæg.

Der ses således gode perspektiver i sektorkobling mellem vandsektoren og PtX anlæg.

8.3 Kriterier for udvælgelse

Udnyttelsen af ressourcer i spildevandet bør give anledning til flere overvejelser, inden det sættes i værk. I dette afsnit er samlet en række af disse, og de er kort uddybet.
Kriterierne der ses på er:

- Markedsmuligheder
- Økonomi
    - Virksomhedsøkonomisk og samfundsøkonomisk vurdering
- Teknisk modenheds niveau (TRL) og kompleksitet
- Inhouse eller ekstern proces
- Accept i offentligheden
    - End of waste (lovbestemmelser)
- Separering ved kilden
- Klima- og miljøpåvirkning
- Produktionskapacitet
- Arealbehov

8.3.1 Markedsmuligheder

Det er først og fremmest vigtigt, at der findes eller kan skabes en god værdikæde for et givent produkt. Her er den aktuelle infrastruktur og industrielle symbioser af afgørende betydning. På energisiden har BIOFOS i flere år kunne sælge både biogas, metan, varme og el til byens net. Det er en relativt enkel og velkendt forretning. Produkterne er stabile, og aftagerne kender leverancen.

Det er en utrolig vigtig parameter i overvejelserne, hvilke aftagerne der rent faktisk findes eller evt. er planlagt i ens by. I København drager BIOFOS fordel af, at der findes både el-net, fjernvarme samt to forskellige gasnet (bygas og naturgas). Det giver fleksibilitet i afsætningsmulighederne.

Når man bevæger sig ud i produkter, som ikke er energi, vil markedssituationen ofte være mere uigennemsigtig. Tit vil man opleve, at de mængder, der kan produceres af et givet stof i et renseanlæg, er relativt små i forhold til de strømme, der er mellem virksomheder og kunder. Det betyder ofte, at aftagere af renseanlæggets produkter er noget forbeholdne overfor nye ikke så velkendte råmaterialer.
Specifikationer, der skal overholdes stabilt, bliver en vigtig forudsætning for et samarbejde med aftagere.
En mulig fremtidig fremgangsmåde til at skabe et marked for produkterne er ved såkaldt 'blending obligation'. Det vil sige, at loven foreskriver en indblanding af de cirkulære produkter i de kendte salgsvarer.
Et kendt eksempel er kravet om at indblande grønne brændstoffer i en vis mængde ind i benzin eller diesel. Det kunne også komme på tale i forhold til fosfor eller bioolie.
Generelt bør man have øje for at bevæge sig op i den værdibaserede produktpyramide

Det vil alt andet lige give en bedre forretning at forsøge at gå efter de mest værdifulde produkter, men det skal altid vurderes, om kvantiteten derved reduceres så kraftigt, at den samlede værdi falder.

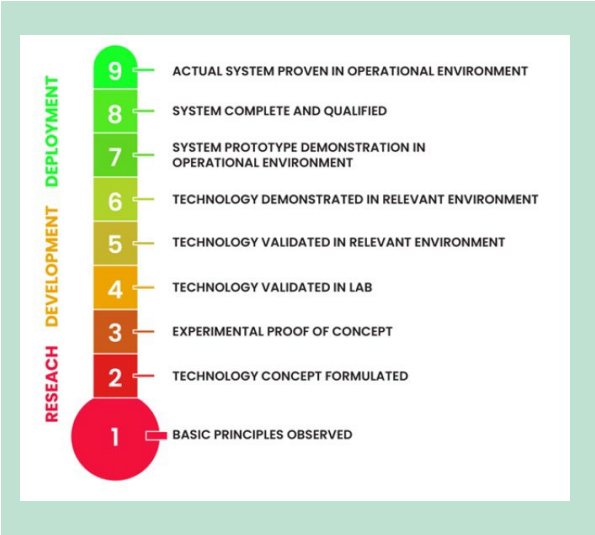
8.3.2 Økonomi

For de fleste mulige produkter, der kan genvindes fra spildevand, gælder, at der med virksomhedsøkonomiske briller ikke vil være en overskudsgivende forretning. De nuværende regler for vandsektorens indtægter gør det yderligere vanskeligt at få en fornuftig business case ud af ressourcegenvinding.
Spildevandsbranchens rammebetingelser foreskriver, at når et vandselskab sælger et produkt til en køber, skal indtægten sendes tilbage til vandforbrugerne f.eks. i form af en takstreduktion. Omkostningerne til at producere produktet skal bogføres under forsyningens fastsatte indtægtsrammer, og de tages fra midlerne til den daglige drift.
Forsyningerne har derfor ikke en umiddelbar økonomisk motivation til at skabe nye veje til cirkulær økonomi.
Man kan også vælge at se på værdikæden gennem samfundsøkonomiske briller og vurdere hvilken gavn, samfundet generelt får af en cirkulær økonomi i stedet for lineær. I flere tilfælde spiller diverse skatter og punktafgifter ind på den økonomiske overvejelse. Ressourcegenvinding vil derfor spille sammen med evt. ændringer i lovgivning og betalingsregler.
I nogle lande anvendes en *trippel bundlinje* (økonomi, miljø, samfund) for at vurdere et givet projekts kvaliteter. Dette har ikke rigtig vundet indpas i vandsektoren i Danmark.

8.3.3 Teknologisk modenheds niveau (TRL)

Der er mange projekter med ressource genvinding på forskningsniveau, enten bare som teoretisk mulighed eller en form for proof-of-concept i et laboratorium. Eksempelvis for udvinding af specifikke stoffer fra slam. I princippet findes alle de stoffer mennesket anvender i hverdag og produktion også i spildevandet, men det er ikke det samme som, at det giver mening at udvinde det fra spildevand eller slam.
Mange processer og produkter, der beskrives i litteraturen og på konferencer, er komplekse og kun nået til proof-of-concept i et laboratorium (TRL 1-3). Det vil i de fleste tilfælde være for risikofyldt og out of scope for forsyninger at satse ensidigt på en af disse ved f.eks. at finansiere en produktudvikling af disse. Vejen fra TRL 3 til 6 kan ofte være lang og omkostningstung ("dødens dal"). Forsyninger kan medvirke i udviklingsprojekter som værter og tilkobling til pilot- eller demo-anlæg med tilslutninger af sidestrømme fra renseanlægget i form af spildevand, slam og evt. egenbetaling af timer.

Med de økonomiske rammer, der gælder for vandsektoren, er forsyningerne nødt til at satse på produkter, der er på TRL niveau 8-9.



FIGUR 23. Skala for teknologisk modenhed – TRL.

8.3.4 Inhouse eller ekstern

Forsyninger har muligheden for at vælge, om et givet produkt skal produceres af dem selv (det gælder f.eks. elektricitet og varme i dag), eller om man skal lade et eksternt firma producere på anlæggets område. Det er ofte tilfældet, når varmepumper installeres i renseanlæggenes afløb, som f.eks. på Ejby Mølle renseanlæg i Odense, hvor det er Fjernvarme Fyn, som ejer og driver installationen.

BIOFOS' produktion af slamaske vil blive transporteret bort og anvendt andetsteds.
Der kan være store fordele ved et partnerskab med en virksomhed så risiko, omkostninger og evt. indtjening deles.

8.3.5 Samfundets accept

Et andet aspekt er myndighedernes og offentlighedens accept af spildevandsprodukter.
Den største kilde til genbrug er naturligvis vandet i sig selv. Det er jo klart teknologisk muligt at producere drikkevand ved at tilføje en yderligere rensning, end vi gør i dag, men der er en væsentlig modstand i offentligheden mod at genanvende renset spildevand til f.eks. drikkevand. Der er dog også andre muligheder for 'sekundavand' til f.eks. toiletskyl eller forskellige industrielle formål som f.eks. kølevand eller brintproduktion.

Anvendelsen af spildevandsslam på landbrugsjord har være diskuteret i mange år og det forventes at være for nedadgående. Der har i perioder været meget medieomtale af slam på landbrugsjord på grund af hygiejne og miljøfremmede reststoffer i slammet.

Konkret har BIOFOS været i overvejelser, om hvorvidt røggasaffald skulle genanvendes som råmateriale til støbning af fliser til bad og køkkener. Det viser sig, at røggasaffaldet egner sig fint, men det indeholder en del tungmetal, som bindes hårdt i fliserne. Alligevel vil risikoen for, at tungmetallerne kan udgøre fare under brug, drift og nedrivning optræde i købernes overvejelser og skepsis. Denne anvendelsesmulighed er derfor ikke taget i brug.

8.3.6 End of Waste

Det er i dag et grundlæggende princip i EU's fødevare regler, at et produkt med oprindelse i spildevandsrensning ikke må anvendes til produktion af foder eller fødevarer.

For at kunne tage et produkt tilbage i et ægte kredsløb skal det typisk godkendes ud fra **'End-of Waste'** kriterier. Der er her 4 grundlæggende kriterier at opfylde:

1. Produktet er almindelig brugt til et specifikt formål
2. Der eksisterer et marked eller en efterspørgsel for produktet
3. Brugen af produktet er lovlig (Produktet opfylder formålstjenlige tekniske standarder og lovgivningen omkring anvendelsen af produktet).
4. Anvendelsen vil ikke have miljømæssige eller helbredsmæssige konsekvenser

Det synes måske enkelt nok ved første øjekast, men det er et omfattende arbejde at få et produkt godkendt og dermed gjort uafhængig af oprindelsen.

Som eksempel kan det nævnes, at EasyMining har arbejdet på at få deres fosforprodukt fra Ash2Phos processen godkendt efter End of Waste kriterierne. Det tager 2-4 år at komme igennem EU systemet, og det forudsætter, at de gældende regler er i spil for revision.
Kriterie 2 taler om, at der skal være et marked. Et af de nødvendige kriterier for en aftager udover det økonomiske er, at leverandør og aftager er enige om produktets specifikationer, og hvor stabile de er. Når en forsyning ønsker at producere og afhænde et givet produkt, skal vi sikre os, at vi lever op til den aftalte kvalitet og kvantitet - også over tid.

8.3.7 Separering ved kilden

En vigtig måde at lette genvinding af ressourcerne på er ved at holde de forskellige fraktioner adskilt ved kilden. Et kendt eksempel er almindelig separering af kloaksystemet i spildevand og regnvand. Herved bevares en relativ ren regn- og overfladevandfraktion, der lettere kan genanvendes. I Ørestaden opdeles vandet i 3 fraktioner, spildevand, tagvand og overfladevandet; hvor tagvandet umiddelbart udledes til recipient, da det er relativt mere rent end overfladevandet.
En anden og mere indgribende opdeling er urinseparerende toiletter. De er jo opfundet, men der sker ikke så meget med hensyn til udbredelsen. Men forestiller vi os, at hvis urinseparering var meget udbredt, ville vi kunne opsamle meget store dele af kvælstof og fosfor i koncentreret form, som herved væsentligt lettere vil kunne genvindes.

8.3.8 Klima- og miljøpåvirkning

Mange ressourcegenvindingsprocesser kan være med til at gavne miljøet i bred forstand.
De fleste danske forsyninger har en ambition om at reducere deres klimaaftryk. Det er derfor vigtigt at nye tiltag, der sigter mod ressource genvinding også vurderes i forhold til klimapåvirkning.
Hvis man f.eks. sørger for, at udskilt CO_2 fra biogassen bliver lagret eller via PtX metaniseres, vil det have en stor betydning for klimabalancen.
Genanvendelse af stoffer i stedet for at bryde dem i naturen, f.eks. fosfor vil mindske trækket på jordens ressourcer generelt. Hvis vi kan genanvende kvælstof, vil det mindske forbruget af naturgas. Indenfor spildevandsrensning er disse indsatsområder de mest nærliggende at arbejde videre med.
Se også det foregående kapitel om livscyklusvurdering.

8.3.9 Produktionskapacitet

Her tænkes på renseanlæggenes kapacitet til vandrensning og slamhåndtering.
Eksempelvis vil en genvinding af kvælstof fra rejektvand betyde, at belastningen med kvælstof på det biologiske anlæg vil mindskes og altså dermed øge kapaciteten i forhold til indkommende spildevand fra byen.
Såfremt BIOFOS supplerer slamforbrændingen med pyrolyseanlæg eller et HTL anlæg (se senere), vil man kunne udvide kapaciteten for både udrådning, tørring og forbrænding.
En kapacitetsforbedring vil ofte udgøre det vigtigste element i en økonomisk vurdering af en given løsning.

8.3.10 Arealbehov

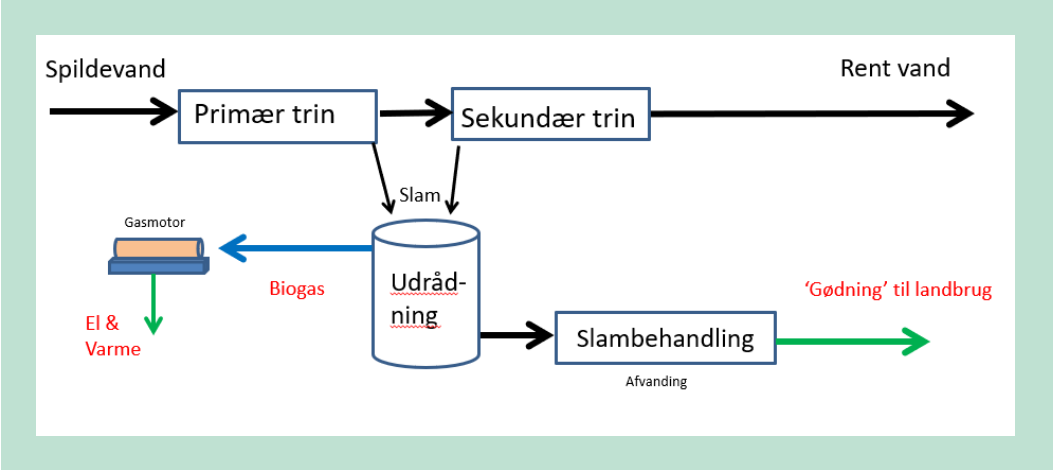
Den plads, der er til rådighed på renseanlæggenes arealer, bliver løbende disponeret til diverse forandringer og udvidelser. Det er derfor væsentligt hvor store arealer, der optages af nye ressourceteknologier. I de fleste tilfælde kræver de nye processer et mindre areal og medføre, at der vindes areal. Eksempelvis kan kulstofhøst på forfiltre som er en stor del af VARGA projektet betyde, at de arealkrævende primær klaringstanke kan elimineres.

Hvis det måtte lykkes at produktudvikle containerbaseret HTL teknologi til slambehandling, vil denne teknologi kunne erstatte rådnetanke og efterfølgende slambehandling med nogle få containere.

8.4 Hvad kan et typisk renseanlæg producere

Alle de ovenstående kriterier kan tages med i overvejelser om ressource udnyttelse fra et givet renseanlæg, men det skal ses i kombination med typen af eksisterende anlæg p.t.

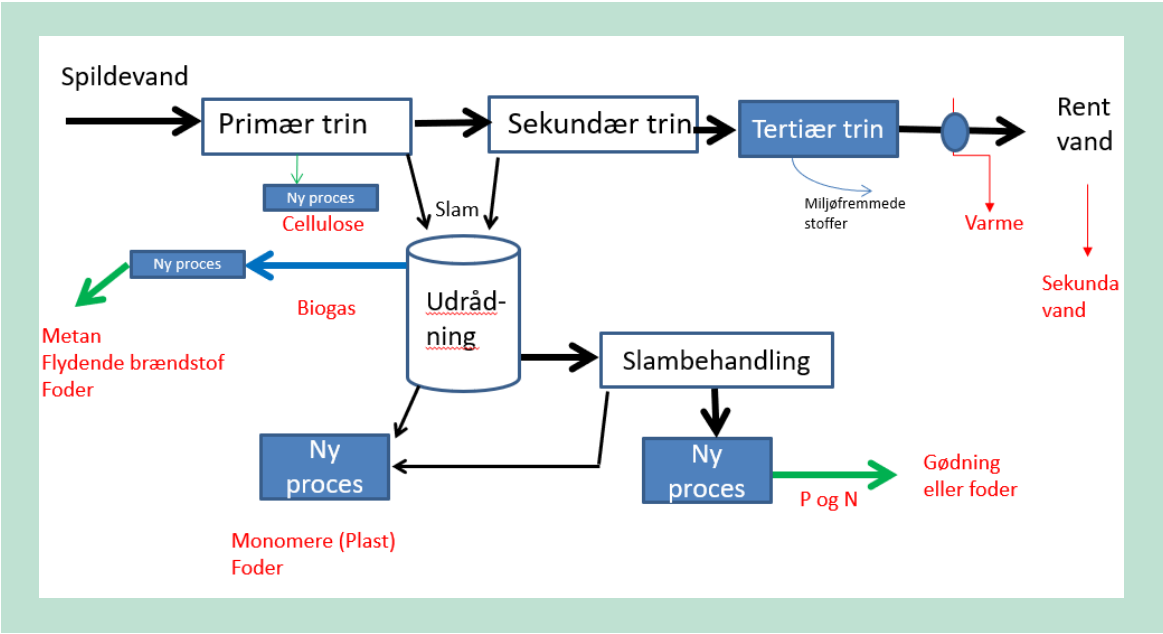
I FIGUR 24 og FIGUR 25 er der vist nogle eksempler ud fra et typisk dansk renseanlæg. I FIGUR 24 ses hvordan udgangspunktet er i dag. Renseanlæg af en vis størrelse (typisk > 50.000 PE) består af primærtrin (forklaring) og et sekundært trin (aktiv slam anlæg). Primær og sekundær slam sam-udrådnes i rådnetanke, og der dannes biogas, der brændes i en gasmotor under produktion af el og varme. I Danmark slutdisponeres i dag 70-80% af spildevandsslam på landbrugsjord som gødning og jordforbedring.



FIGUR 24. Typiske trin i et dansk renseanlæg i en større provinsby. Ressourcer med rødt.

Hvis man tænker fremad på et anlæg, der er omstillet til et ressourceanlæg, vil der være nogle flere muligheder som illustreret i FIGUR 25.
Grund elementerne i vandrensningen er de samme, dog formodentlig suppleret med et tertiært trin for reduktion af miljøfremmede stoffer.
Det primære slam fra en kulstofhøst med forfiltre vil indeholde en stor mængde cellulosefibre, og disse kan genvindes til fremstilling af papir eller bygge materiale. Der findes eksempler på dette i Holland (Clean Energy and Ressource recovery, 2022) /5/.
Primærslammet indeholder mest energi og vil også kunne omdannes til bioolie, såfremt den afprøvning og test, der udføres pt. med et demo-anlæg på Frederica renseanlæg, falder heldigt ud.
Biogassen kan viderebearbejdes til andre produkter mest sandsylig biometan, men det kunne også være, at det blev brugt til fremstilling af foder protein jf. FUBAF projektet. Kuldioxid fra en opgradering kan anvendes i PtX processer til f.eks fremstilling af yderligere biometan ved syntese med brint.

Slam fra rådnetankene vil mest sandsynligt kunne raffineres til rene gødningsformer. Efter pyrolyse eller forbrænding til aske er der ikke miljøfremmede organiske stoffer (dog stadig tungmetaller).
Bioplast eller foder er andre mulige anvendelser af slam, men der findes så vidt vides ikke kommercielt tilgængelige metoder til dette endnu.



FIGUR 25. Muligheder for kendte og nye ressourcer.

8.5 Perspektiver

En fremtidig omstillingsproces fra konventionel spildevandsrensning til et ressourceanlæg med genvinding af ressourcer fra spildevand har mange facetter, og der er muligheder for en række produkter.
Der er dog også mange begrænsende faktorer for hvilke ressourcer, det giver mening at genanvende. Nøglekriterier herfor skal vurderes som f.eks. teknologisk modenhed og marked. Der vil også skulle fortages nogle enten/eller valg f.eks. m.h.t. biogas eller bioolie, da den samme ressource ikke kan anvendes to gange.
Hvilke ressourcer er da især interessante i de næste 5-10 år?. Med den viden, der er opnået i VARGA og ressource arbejde i øvrigt, er de umiddelbart bedste bud:

1) Energiproduktion
   - som hidtil
   - eller ændring til biometan til nettet
   - eller bioolie
2) Varmepumper i afløb
3) Fosfor genanvendelse, f.eks. fra slamaske
4) Renset vand anvendt til brintproduktion
5) Protein fremstilling fra opgraderet biogas

Denne oplistning bør dog vurderes individuelt for det aktuelle renseanlæg – ikke mindst dets placering i forhold til andre forsyningsnet (naturgas og fjernvarme) - i henhold til udvalgte kriterier.
Omstilling til cirkulær økonomi vil nok næppe blive en guldrandet forretning, men kan understøttes af lovgivning f.eks. en CO_2-afgift og blending obligations, altså krav om tilsætning af minimum andel af genvundet stof / grøn løsning i produkter og projekter. Tiden vil vise, om forsyningerne får en realistisk mulighed for at tilføre spildevandsrensningen en udvidet ressource funktion i forhold til i dag.

8.6 Referencer

/1/ Philipp Kehrein, Mark van Loosdrecht, Patricia Osseweijer, Marianna Garfí, Jo Dewulf, and John Posada. A critical review of resource recovery from municipal wastewater treatment plants – market supply potentials, technologies and bottlenecks. *Environmental Science: Water Research & Technology (2020) DOI 10.1039/C9EW00905A*

/2/: IWA Resource Recovery Cluster. State of the Art Compendium Report on Resource Recovery from water. *IWA 2016.*

/3/: Moving toward Resource Recovery Facilities. WEF special publication 2014

/4/: Phosphorus recovery and Recycling. Springer bog, 530 sider, 2019

/5/: Clean Energy and Resource Recovery. Wastewater treatment plants as biorefineries. Elsevier 2022, 485 sider. ISBN 978-0-323-90178-9

9. Formidling

9.1 Baggrund

Afledt af, at VARGA-projektet udføres under Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) under Miljøministeriet og har modtaget støtte med offentlige midler, er der en forpligtelse fra projektdeltagernes side om at offentliggøre og formidle projektets resultater, så projektets interessenter (forsyninger, leverandører, rådgivere, interesseorganisationer, borgere, politikere og pressen m.v.) kan holde sig orienteret om projektet.

Informationsformidlingen er sket via skriftlige og mundtlige fremlæggelser af resultater i relevante fora og medier inden for landets grænser, men også gerne suppleret internationalt, for derved at promovere danske bidrag til den nyeste udvikling og viden indenfor miljøbranchen. Her i ligger også muligheden for at fremme dansk eksport af miljøteknologi.

BIOFOS har påtaget sig opgaven med at eksponere og demonstrere teknologierne via Utility to Utility arrangementer nationalt og internationalt. BIOFOS er repræsenteret i EurEau og WssTP, hvor projektet vil blive promoveret på Europæisk plan.

9.2 Formål

Formidlingsopgaven er, at projektet mangfoldiggøres i form af foredrag, artikler, websites, videofilm mm. og derved gøres tilgængelig for potentielle interessenter.

Projektet sigtede mod at blive en helt central showcase i forbindelse med IWAs verdenskonference, der afholdtes i København 2022 (udskudt grundet corona) med 10.000 delegerede fra hele verden.

Endelig var et af formålene at afholde dedikerede seminarer med deltagelse af relevante kommercielle interessenter, der har en interesse i at forhandle eller købe knowhow og de demonstrerede teknologier. Et eksempel på formidling af VARGA med et international kommercielt sigte er Copenhagen Cluster og State of Green.

9.3 Metoder

Hjemmesider

Projektdeltagerne har lagt formidling af projektet op på deres respektive firma-hjemmesider og på en fælles projekthjemmeside.

Artikler

Projektet er løbende beskrevet i flere artikler i dansk-sprogede tidsskrifter f.eks. DANSKVAND, Teknik og Miljø, Spildevands Teknisk Tidsskrift o.a.

DTU har bidraget med artikler til videnskabelige tidsskrifter f.eks. Water Research, Bioresource Technology Resources, Conservation & Recycling mfl.

Foredrag

Projektet er præsenteret ved indlæg på årsmøder og seminarer hos DANVA, EVA, IDA-miljø og Spildevandsteknisk Forening STF i DK samt på internationale konferencer på nordisk plan, Nordiwa og på globalt plan, IWA konferencer.

Forsøgsmark
Der blev etableret markforsøg, hvor udrådnet KOD blev testet for gødningsværdi og sammenlignes med andre organiske gødninger herunder husdyrgødning.

Miljøredegørelse og Årsregnskaber
Deltagende firmaer som EnviDan, Unisense og BIOFOS henviser - udover hjemmesider – også i offentliggjorte miljøredegørelser og årsregnskaber til VARGA-projektet.

Envidan er Miljøcertificeret, og Fyrtårnsprojektet indgår som et eksempel på Envidans kompetencer og miljøeffekter til at transformere traditionelle renseanlæg til ressource-genvindingsanlæg, og projektet præsenteres som innovationsprojekt i Envidans årsregnskab.

Unisense udarbejder datablade og udsender nyhedsbreve, hvor VARGA nævnes.

BIOFOS udgiver hvert år et CO_2 regnskab. Det er yderligere et eksempel på, hvor resultaterne fra VARGA er mangfoldiggjort.

9.4 Resultater

Formidlingsaktiviteterne har været mange igennem projektforløbet, se bilag 12, som opdeler indsatsen i generelt, besøgende på Renseanlæg Avedøre, præsentationer på møder/seminarer og konferencer og artikler i faglitteraturen samt posters ved konferencer.

9.4.1 Generelle indsatsområder

På de involverede parters hjemmesider findes beskrivelse af projektet, se

BIOFOS: www.biofos.dk, https://projekt-varga.dk/
ENVIDAN: https://www.envidan.com/da/projekt/varga/
UNISENSE: https://unisense-environment.com/events/iwa-world-water-congress-2022/
DTU: https://orbit.dtu.dk/en/publications/varga-projektet-status
https://orbit.dtu.dk/en/publications/lca-et-v%C3%A6rkt%C3%B8j-til-planl%C3%A6gning-af-vandressource-genvinding-varga
Ligeledes har projektet sin egen hjemmeside www.varga.dk, som følger op på fremskridt og gennemførelsen af projektet.
Der er indspillet en video om VARGA-projektet:
https://vimeo.com/476605932/91542c3b6c

VARGA-projektet har haft indflydelse på og bidraget med data og netværk til en lang række forskelligartede samarbejder, projekter og aktiviteter, som spinoff figuren i kapitel 9 illustrerer.

9.4.2 Besøgende på Renseanlæg Avedøre

VARGA er brugt som showcase for danske og udenlandske gæster ved forskelligartede aktiviteter, som er gennemført på Renseanlæg Avedøre.

En stor succes var Technical Tours, der var lagt ind under IWA World Water Congress&Exhibition i 2022 (udsat fra 2020 grundet corona). Gæsterne fik et bredt indblik i resultaterne fra VARGA med opstilling af i alt 3 poster på renseanlægget. Der var fremvisning af Forfilteranlægget (Salsnes demo-anlæg), slamaske fosfor opkoncentrering i elektrodialyseproces (DTU-pilotanlæg og N_2O kontrol (Unisense sensor).

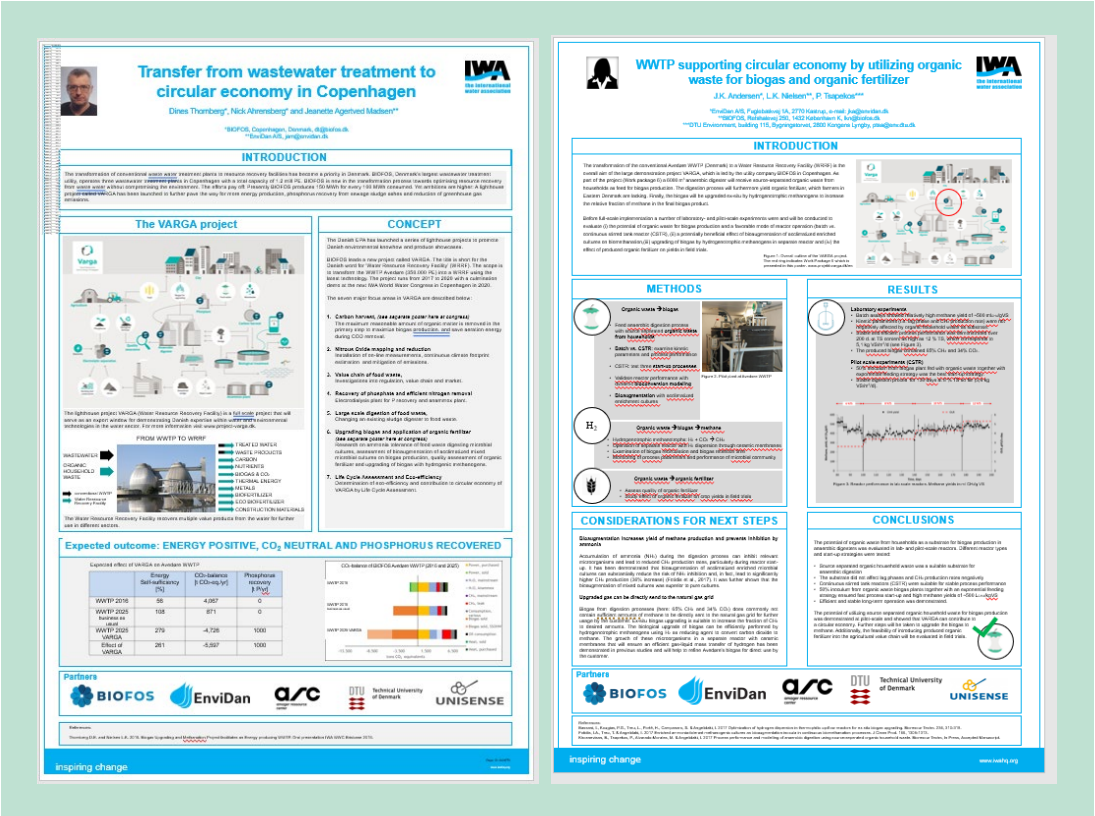


FIGUR 26. Fotos fra Technical Tours, IWA World Water Congress&Exhibition, Copenhagen, September 2022. Venstre: Salsnes forfilter, midt: Unisense N_2O måler, højre: DTU Elektrodialyse pilotanlæg.

Et andet eksempel på besøgende, som er præsenteret for VARGA-projektet, er under Danida Fellowship Center seminarer, som har været afholdt flere gange på Renseanlæg Avedøre.

9.4.3 Posters ved internationale konferencer

4 posters er der udarbejdet og præsenteret ved IWA-konferencer, se bilag 12.



FIGUR 27. Eksempler på posters præsenteret på IWA-World Water Conference, Tokyo (2018).

9.4.4 Artikler i faglitteraturen

Antallet af artikler løber op i ca. 4 danske publikationer og 14 videnskabelige publikationer i den internationale faglitteratur, se bilag 12.

Artiklerne spænder fra præsentation af VARGA projektet og det overordnede koncept til specifikke tekniske resultater under de enkelte arbejdspakker. Der er opnået resultater af forskningsmæssig værdi, som er publiceret i internationale anerkendte fagtidsskrifter som:

- Water Research
- Resources, Conservation & Recycling
- Environmental Science & Technology
- Bioresources Technology
- Energy Conversion and Management
- Construction and Building Materials.



ELSEVIER

Bioresource Technology

Volume 286, August 2019, 121376

Acclimatization contributes to stable anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste under extreme ammonia levels: Focusing on microbial community dynamics

Miao Yan [a], Ioannis A. Fotidis [a], Hailin Tian [a], Benyamin Khoshnevisan [a], Laura Treu [b], Panagiotis Tsapekos [a], Irini Angelidaki [a]

Show more

+ Add to Mendeley Share Cite

https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121376 Get rights and content

Abstract

The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is an abundant and sustainable substrate for the anaerobic digestion (AD) process, yet ammonia released during OFMSW hydrolysis could result in suboptimal biogas production. Acclimatized ammonia tolerant microorganisms offer an efficient way to alleviate ammonia inhibition during AD. This study aimed to achieve an efficient AD of OFMSW under extreme ammonia levels and elucidate the dynamics of the acclimatized microbial community. Thus, two mesophilic continuous stirred tank reactors (CSTR), fed only with OFMSW, were successfully acclimatized up to 8.5 g NH_4^+-N/L, and their methane yields fluctuated <10%, compared to the methane yields without ammonia addition. Microbiological analyses showed that *Methanosaeta concilii* and *Methanosarcina soligelidi* were the dominant methanogens at low and high ammonia levels, respectively. Whilst, a unique metabolic pathway shift, from aceticlastic to hydrogenotrophic methanogenesis, of *M. soligelidi* was identified during the acclimatization process.

FIGUR 28. Eksempel på videnskabelig artikel i Bioresource Technology nr. 286, WP6.



Water Research 204 (2021) 117554

Contents lists available at ScienceDirect

Water Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/watres

From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation

Maria Faragò [a,*], Anders Damgaard [b], Jeanette Agertved Madsen [c], Jacob Kragh Andersen [c], Dines Thornberg [d], Mikkel Holmen Andersen [e], Martin Rygaard [a]

[a] Department of Environmental Engineering, Water Technology and Processes, Technical University of Denmark, Bygningstorvet, Building 115, Lyngby 2800, Denmark
[b] Department of Environmental Engineering, Circularity and Environmental Impact, Technical University of Denmark, Bygningstorvet, Building 115, Lyngby 2800, Denmark
[c] EnviDan A/S, Fuglebærkvej 1A, Kastrup 2770, Denmark
[d] BIOPOS, Refshalevej 250, København K 1432, Denmark
[e] Unisense, Tueager 1, Aarhus N 8200, Denmark

ARTICLE INFO

Keywords:
Pollution control
Nutrients recovery
Biomethane
EASETECH
Added value
Abatement costs

ABSTRACT

To reduce greenhouse gas emissions and promote resource recovery, many wastewater treatment operators are retrofitting existing plants to implement new technologies for energy, nutrient and carbon recovery.

In literature, there is a lack of studies that can unfold the potential environmental and economic impacts of the transition that wastewater utilities are undertaking to transform their treatment plants to water resource recovery facilities (WRRFs). When existing, literature studies are mostly based on simulations rather than real plant data and pilot-scale results. This study combines life cycle assessment and economic evaluations to quantify the environmental and economic impacts of retrofitting an existing wastewater treatment plant (WWTP), which already implements energy recovery, into a full-scale WRRF with a series of novel technologies, the majority of which are already implemented full-scale or tested through pilot-scales. We evaluate five technology alternatives against the current performance of the WWTP: real-time N_2O control, biological biogas upgrading coupled with power-to-hydrogen, phosphorus recovery, pre-filtration carbon harvest and enhanced nitrogen removal. Our results show that real-time N_2O control, biological biogas upgrading and pre-filtration lead to a decrease in climate change and fossil resource depletion impacts. The implementation of the real-time measurement and control of N_2O achieved the highest reduction in direct CO_{2-eq} emissions (-35%), with no significant impacts in other environmental categories. Biological biogas upgrading contributed to counterbalancing direct and indirect climate change impacts by substituting natural gas consumption and production. Pre-filtration increased climate change reduction by 13%, while it increased impacts in other categories. Enhanced sidestream nitrogen removal increased climate change impacts by 12%, but decreased marine eutrophication impacts by 14%. The reserve base resource depletion impacts, however, were the highest in the plant configurations implementing biological biogas upgrading coupled with power-to-hydrogen. Environmental improvements generated economic costs for all alternatives except for real-time N_2O control. The results expose possible environmental and economic trade-offs and hotspots of the journey that large wastewater treatment plants will undertake in transitioning into resource recovery facilities in the coming years.

FIGUR 29. Eksempel på videnskabelig artikel i Water Research – WP7: Livscyklusanalyse (LCA). Bilag 10.

Artikler er også publiceret i andre internationale tidsskrifter som:

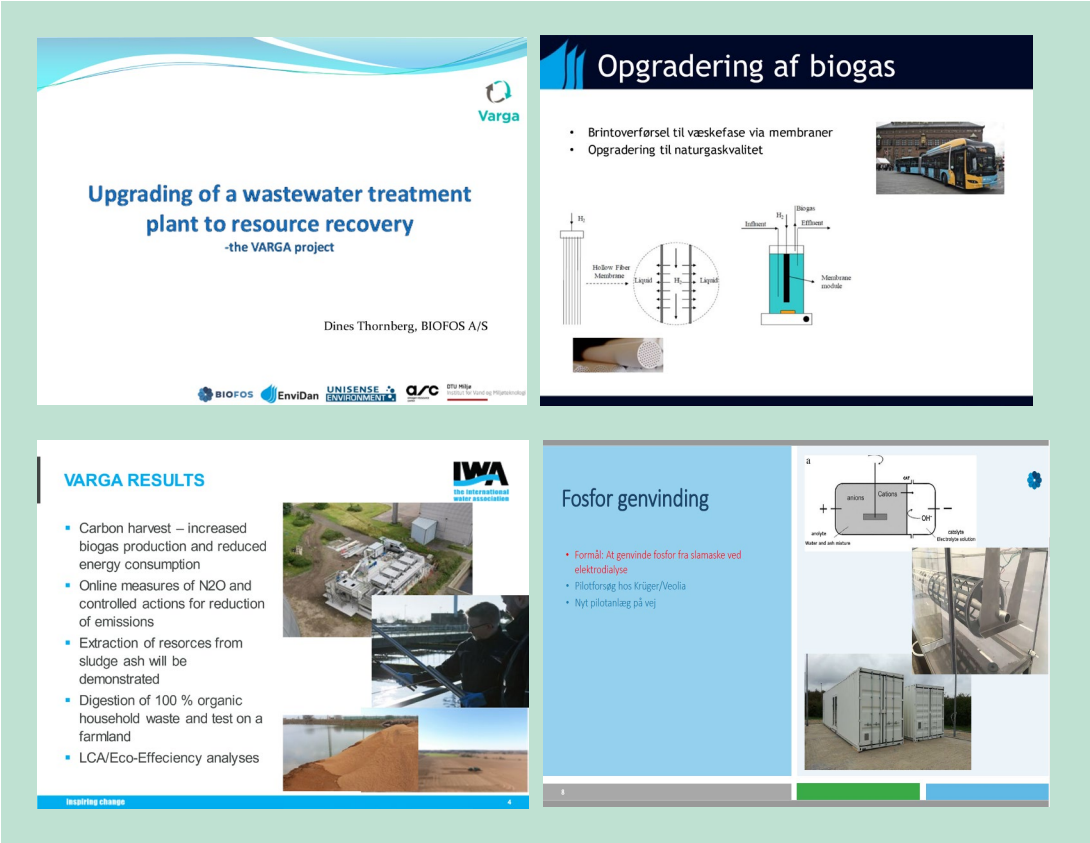
- The source, The magazine of the International Water Association

Ligesom der er publiceret artikler i følgende danske tidsskrifter:

- Spildevand, Spildevands Teknisk Forening
- WaterTech

9.4.5 Præsentationer på konferencer, seminarer og temamøder

Indenfor dette felt har der været op imod 50 fremlæggelse af resultater på danske (eks. DANVA – Dansk Vand Konference) og internationale arrangementer (eks. IWA – International Water Association).



FIGUR 30. Eksempler fra VARGA-præsentationer på konferencer.

9.4.6 Forsøgsmark



FIGUR 31. Der blev i 2019 etableret 3 forsøgsmarker øst for Storebælt med forsøgsparceller á 45 m^2 og med 4 gentagelser. Udrådnet kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) fra VARGA udgjorde ét forsøgsled og kunne sammenlignes med 4 andre organiske gødninger.

Disse markforsøg, der kunne besøges af interesserede, bidrog med både en hensigtsmæssig praktisk præsentation og opgjorte målte resultater til formidlingen af gødningsvirkningen af VARGA-produktet udrådnet kildesorteret organisk dagrenovation (KOD).

9.4.7 Håndbog

Håndbogen er transformeret til anvisninger på omlægning af renseanlæg til ressource genvindingsanlæg, som det beskrives i nærværende hovedrapports kapitel 7.

9.5 Perspektivering

Formidlingen af VARGA-resultater har været meget højt prioriteret i hele projektforløbet, og det er lykkedes at komme bredt ud med formidling ved mange præsentationer/fremvisninger overfor besøgende og optagne/godkendte indlæg til nationale og internationale faglige arrangementer og konferencer samt artikler i faglitteraturen.

Formidlingsaktiviteten blev udfordret af Corona-udbruddet i 2020, der satte en stopper for fysiske møder. Det blev så relativt hurtigt imødegået med etablering af Webinarer både i Danmark og internationalt.

Alle projektdeltagere har været motiveret til at tage formidlingsopgaven på sig og lægge resultater frem. Anvisninger, som kan inspirere forsyninger og deres renseanlæg, til at tage skridt hen imod at blive energi- og/eller klimaneutrale. VARGA peger på løsninger til en optimal udnyttelse af de kulstofressourcer, som er spildprodukter fra bysamfundene, reducere den klimabelastende lattergas under biologisk N-fjernelse og udnytte fosforressourcen fra slamakse efter en forbrænding med udnyttelse af restkulstoffets energiindhold til fjernvarme.

10. Parternes udbytte

10.1 Markedspotentiale

I en verden, hvor der er pres på vandressourcer og klimaet samt en målsætning for bæredygtige byer og samfund, har danske virksomheder unikke muligheder for at øge salg af løsninger, som hjælper verden med at opfylde flere af FNs verdensmål.

Til at understøtte Fyrtårnsansøgningen blev der tilbage i 2017 udarbejdet et notat omhandlende markedspotentialet for viden og teknologier fra VARGA-projektet. Dansk eksport af teknologi, som kan bruges til at forbedre både driften af vandforsyninger og kvaliteten af renset spildevand, voksede med seks procent til knap 17 milliarder kroner fra 2014 til 2015. Eksporten af vandteknologi var på daværende tidspunkt det største nogensinde, og eksportvæksten er tre gange så stor som Danmarks samlede eksportvækst på blot to procent i 2015. Cirka 350 virksomheder i Danmark arbejder med dansk vandteknologi, og branchen beskæftiger cirka 18.000 mennesker. Danmark er nr. 2 i Europa, når man ser på, hvor stor en andel, som eksporten af vandteknologi udgør af landets samlede eksport. De fem største eksportmarkeder for vandteknologi i 2015 var i nævnte rækkefølge Tyskland, Sverige, USA, Norge og Kina, se /1/.

Den danske vandbranche har en såkaldt Vandvision 2015, der stiler mod, at Danmark i 2025 skal være verdensførende i at levere intelligente, bæredygtige og effektive vandløsninger. Målet er desuden at fordoble eksporten af vandteknologi inden 2025 og derved skabe yderligere op mod 4.000 danske arbejdspladser i branchen samt, at Danmark i 2025 er et af de tre lande i Europa, der har flest vandpatenter per indbygger /2/.

Den samlede eksport af rådgivning og vandteknologi var steget til ca. 22 milliarder i 2020, hvor Tyskland stadig var det største eksportmarkedet efterfulgt af Kina og Sverige /3/. I oktober 2020 er udarbejdet en eksportstrategi for vand der skal sikre at den danske vandbranche kan fastholde sin styrkeposition og udnytte mulighederne på de udenlandske markeder, /4/.

Det urbane stofkredsløb omfatter flere forsyningsarter som vand og renovation. Der er et behov for at samtænke ressourcestrømmene mhp. forretningsmæssig udnyttelse. Den nye værdikæde for udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer bliver et konkret eksempel på robust, cirkulær økonomi, der kan anvendes i opbygning af andre cirkulære økonomier. Renseanlæg er primært opført for at rense vand af hensyn til lokal hygiejne og recipienternes økologiske tilstand. De fleste steder i verden er byernes forsyninger og miljømyndigheder i dag ikke nået længere end at sikre en stabil vandforsyning og evt. et afløbssystem med en primær rensning. Næste trin vil naturligt være en sekundær biologisk rensning. I visse tørre områder sandsynligvis med henblik på genanvendelse af spildevandet til f.eks. vanding.

Herfra er der et stykke vej til at tænke videre i spildevandets energi og stof ressourcer.
Det er generelt forbeholdt de rige lande med en veludviklet vandinfrastruktur at tænke i ressource baner i spildevandsrensning. Der er dog i stigende grad overvejelser om, hvordan slam, som uvægerligt produceres i renseprocesserne, skal håndteres også i mindre bemidlede lande.

BIOFOS har i de seneste 7 år deltaget i Udenrigsministeriets Strategic Sector Cooperation projekter i Beijing og Buenos Aires mhp. at udføre peer-to-peer samarbejde om energi og ressourcer herunder slamhåndtering. SSC fortsætter i Bogota, Colombia i 2023.
Det ses hvordan de i andre lande også begynder at tænke energi som ressource ind i den fremtidige slambehandling.

Emnet er aktuelt i mange store byer i verden, og opbygget viden og koncepter kan danne grundlag for eksport. Omkostningerne til en opgradering af Renseanlæg Avedøre til et vand og ressource genvindings anlæg er i projektet opgjort til ca. 80 mio. kr.
På Europæisk plan alene findes der 250 renseanlæg med en kapacitet som Renseanlæg Avedøre eller større. Antages det, at disse alle skal investere 80 mio. kr., vil den samlede omsætning herved være ca. 20 milliarder kr. I bilag 11 er der for de enkelte teknologier, der demonstreres i VARGA projektet, forsøgt estimeret et kvantitativt eksportpotentiale for Europa baseret på en række forudsætninger:
Antallet af renseanlæg i Europa med en kapacitet til over 50.000 person ækvivalenter er mindst 3000 (ifølge en database fra EU's miljøagentur). Der er estimeret, at der er (eller snart vil være) omkring 100 mono-forbrændingsanlæg (kun slam) i Verden.

I notatet fra 2017 er anført en matrice for hver- teknologi/indsat i VARGA med angivelse af et interval i pris og forretningsandel.

Som gennemsnit betragtet kan der på denne baggrund, forventes et samlet marked på 5,7 mia. kr. med ren dansk viden og teknologi for 670 mio. kr.

I det kommende nye spildevandsdirektiv fra EU er der lagt op til at ressourcer og klima kommer til at påvirke kravene til renseanlæg i EU. Det må forventes at energi udnyttelse, genvinding af fosfor og drivhusgasser alle bliver en del af ny lovgivning. Det betyder at nye erkendelser fra VARGA projektet bliver en vigtig brik i dette puslespil.

10.2 Generelt om udbyttet af VARGA

Partnernes udbytte af Fyrtårnsprojekt VARGA gælder både erhvervspotentialet hos de kommercielle partnere samt de afledte udviklingsprojekter og nye samarbejder, som VARGA både har givet inspiration til og dannet grundlag for hos alle deltagere.



FIGUR 32. Spin-off fra Fyrtårnsprojektet VARGA. For nærmere information om de enkelte projekter henvises til den pågældende partner.

Baseret på resultater fra VARGA over en relativ lang projektperiode på næsten 7 år er der skabt et imponerende antal nye projekter helt eller delvist udsprunget af viden fra VARGA omkring ressourceudnyttelse, minimering af lattergasemission, udvikling af LCA-værktøj etc., som det fremgår af FIGUR 32. VARGA benyttes ligeledes som referenceprojekt og har dermed været en vigtig reference ift. nye kommercielle projekter, hvilket ligeledes belyses nærmere i dette afsnit.

10.3 BIOFOS

I løbet af de 7 år VARGA projektet er forløbet, har BIOFOS først og fremmest opbygget viden om ressource teknologier.
Det er indskrevet i BIOFOS strategi at udnytte ressourcer i spildevandet mest muligt, og VARGA projektet har bidraget meget til, at vi I BIOFOS har fået et overblik over hvilke teknologier og produkter, vi bør fokusere på, både ved omstilling af et eksisterende renseanlæg og ved en fremtidig opførelse af et helt nyt anlæg.

Det mest nærliggende for BIOFOS er at måle og reducere lattergasemissionerne vha. Unisense's målere og tilføjelse af algoritmer vores SRO systemer. I ovennævnte figur er der nævnt andre projekter, der er fulgt efter VARGA's WP2, og som har muliggjort, at vi nu har reduceret udledningen fra Renseanlæg Avedøre og fortsætter med at forbedre styringerne.

Arbejdet med livscyklus analyser har gjort det tydeligere og lettere at foretage kvalificerede valg mellem de muligheder, der foreligger for ressource genvinding.

At foretage kulstofhøst for at flytte organisk stof fra energiforbrug til produktion er stadig en god idé. Dette projekt har vist os, at potentialet måske ikke er så stort som forventet, når et renseanlæg allerede har velfungerende forklaringstanke.

BIOFOS har i projektperioden fået testet forskellige metoder til udnyttelsen af slamaske i og ved siden af VARGA. VARGA projektet har muliggjort en videreudvikling af elektrodialyse teknologien til genvinding af fosfor. BIOFOS har i mellemtiden haft asken i udbud og vil i første periode sende asken til gødningsproduktion ved opblanding med andre asker hos AgroTrade.

BIOFOS har via VARGA projektets formidlingsaktiviteter haft mange besøg fra ind- og udland. Det har givet et større netværk blandt interessenter fra forsyninger, universiteter og leverandører som man i fremtiden kan udnytte ved planlægning og udbygning.
Det har ligeledes bidraget til at hæve BIOFOS' og Danmarks anseelse på spildevandsområdet i udlandet.

10.4 Envidan

Som rådgivende ingeniørvirksomhed ønsker vi i Envidan A/S, at udnytte vores stærke position på det danske marked til at blive en markant spiller internationalt. Fra regnskabsåret 2014/15 til 2021/22 er omsætningen øget fra 160 mio. DKK til knap 500 mio. DKK og i samme periode er antallet af medarbejdere øget fra 172 til 326 medarbejdere. Vi har fokus på organisk vækst i Danmark samt opkøb af virksomheder i Norge og Sverige indenfor vores nuværende forretningsområder med vandkredsløbet samt nye forretningsområder.

En af forudsætningerne for at være en stærk samarbejdspartner er fokus på innovation og i Envidan reinvesteres 20 % af det årlige overskud i udvikling af nye løsninger og teknologier som f.eks. i nærværende Fyrtårnsprojekt. For Envidan har deltagelse i et projekt af denne kaliber uden tvivl øget eksport af knowhow samt været trædesten for en lang række nye projekter med høj innovationshøjde, som er eksemplificeret i FIGUR 32 og uddybet herunder.

Envidan har med VARGA som referenceprojekt vundet en række kommercielle projekter med høj innovationshøjde samt fokus på udnyttelse af ressourcer i spildevandet og dermed transformering fra renseanlæg til Vand og Ressource Genvindingsanlæg. I Danmark var det første projekt Udbygningsplan 2025 for BIOFOS, herefter rådgivning i planlægningsfasen af Nya Sjölunda for VA SYD i Sverige samt Envidans første større rådgivningsprojekt i Norge for MOVAR og FREVAR omkring udbygning og ressourceudnyttelse på deres renseanlæg. Vores seneste store rådgivningsprojekt pågår i øjeblikket for Aarhus Vand, som har en vision om at skabe *"verdens mest ressource effektive renseanlæg"*. I projektet arbejdes videre med flere af elementerne fra VARGA f.eks. minimering af lattergas, optimal udnyttelse af kulstof og biogas samt miljøvurderinger med anvendelse af LCA.

For Envidan har det store arbejde med undersøgelse af muligheder for reduktion af lattergas udført i VARGA projektet ført til specialistviden, som har dannet grundlag for at udføre rådgivningsprojekter for bl.a. Miljøstyrelsen, herunder "Dataopsamling, måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg /5/ og "Revision af Parismodellen" (ikke offentliggjort). Fyrtårnsprojektet har specifikt bidraget med viden om mulige tiltag til optimering af onlinestyring på

renseanlæg og dermed dannet grundlag for udvidelse af Envidans allerede omfattende produktportefølje indenfor onlinestyring og portalløsninger. I udviklingsprojektet "Måling af lattergasemission fra Skanderborg Centralrenseanlæg" /6/ er styringsstrategier testet i Envidan's onlinestyringsprodukt Enablo i øvrigt i tæt samarbejde med en anden af VARGAs projektpartnere, nemlig Unisense. Efterfølgende er onlinestyring til reduktion af lattergas implementeret hos en række af vores kunder. Generelt forventes en øget efterspørgsel og eksport indenfor netop avanceret onlinestyring herunder særligt onlinestyring af både minimering af lattergasemissionen og den helt centrale kulstofhøst for optimering af energi- og CO_2 balancer. Endelig indgår Envidan i et nyt MUDP udviklingsprojekt omkring destruktion af lattergas ved katalytisk behandling (NACAT), som endnu ikke er afsluttet.

Ved opstart af VARGA-projektet havde Envidan netop indgået aftale om agentur på salg af Salsnes filtre til kulstofhøst på det danske marked. Det var forventningen, at forfiltrering over en årrække vil blive et økonomisk og miljømæssigt favorabelt alternativ til de traditionelle forklaringstanke. Imidlertid har det vist sig, at driftsomkostninger for disse forfiltre er høje, og der opnås ikke en signifikant øget kulstofhøst sammenlignet med de traditionelle forklaringstanke. Vurdering er på nuværende tidspunkt at i lande hvor pladsforhold ikke er en design driver har forfiltreringsteknologi vanskeligt ved at vinde indpas, og Envidan har derfor valgt at opsige agenturet på Salsnes filtre. Dette forhold ændrer ikke ved, at kulstof er en vigtig ressource, og fokus på optimal udnyttelse af kulstof bør stadig være i fokus i forbindelse med håndtering af spildevand.

For Envidan har arbejdet med byens anden affaldsstrøm kildesorteret organisk dagnovation (KOD) bidraget med ny viden til vores specialister inden for dette felt f.eks. værdikæden og sammensætning af KOD, potentiale for separat udrådning af KOD og anvendelse af ressourcerne biogas samt anvendelse af digestat som gødningsprodukt til økologisk landbrug. Erhvervspotentialet afledt heraf er kun i begrænset omfang realiseret, da selve affaldsområdet for nuværende ikke indgår i Envidans forretningsstrategi. Dog anses demonstration af biologisk opgradering af biogas med brint til naturgaskvalitet og afsætning på naturgasnettet samt afsætning af grøn overskudsvarme til fjernvarmenettet, som bidrager til fortrængning af fossile brændstoffer hos aftagerne, fortsat som et forretningspotentiale for Envidan. Ved at konvertere el og ultrarent vand til brint og ilt via elektrolyse kan brint lagres og senere anvendes f.eks. til opgradering af biogas eller til grønne brændstoffer. Brintteknologi er i den grad kommet på den politiske dagsorden, og der er potentiale for, at ultrarent vand kan produceres af renset spildevand efter videregående behandling. Endelig kan ilt potentielt set anvendes på renseanlæg til renseprocesserne. I 2022 har Envidan etableret et nyt forretningsområde inden for energi, hvor medarbejdere indgår i projekter, som understøtter sektorkobling mellem vand og energi.

Anvendelse af livscyklusberegninger (LCA) koblet med økonomiske beregninger for forskellige scenarier, inklusiv opstrøms og nedstrøms processer ser vi et stort perspektiv i. Vi har således i 2022 ansat to nye medarbejdere med LCA kompetencer og netop investeret i SimaPro programmet, så vi fortsætter udvikling og anvendelse af livscyklusberegninger på vores projekter i det omfang, vores kunder ønsker dette. Dette vil bidrage til at undgå "byrdeskift", hvor en reduktion af miljøbelastning et sted i systemet blot øger miljøpåvirkningen op- eller nedstrøms ressourceanlægget.

Endelig har Envidan deltaget (/deltager) som partner i en række innovationsprojekter, som bygger videre på viden opnået i VARGA, hvilket fremgår af ovenstående figur. FUBAF var et direkte spin-off af VARGA med fokus på fremstilling af mikrobielle proteiner ud fra biogas. Lattergas er fortsat et hot topic, og Envidan deltager for nuværende i flere nye udviklingsprojekter, som omhandler reduktion af lattergas f.eks. ARES og NACAT, som begge er støttet af MUDP.

10.5 DTU

For DTU har deltagelsen i VARGA bidraget til videre udbygning af vores forskning indenfor spildevandsområdet. Arbejdet har især fokuseret på 3 områder: miljøvurdering, fosfor udvinding og tungmetalfjernelse fra asker, samt bioforgasningsprojekter.

Inden for miljøvurderingsområdet, har det bidraget til udvikling af en basismodel for hele VARGA-projektet, som også har bidraget til videre udvikling og tilpasning indenfor andre spildevandsanlæg og områder. Det bidrog direkte til udarbejdelse af 3 artikler med Maria Farago som hovedforfatter. Her er den ene fuldt baseret på VARGA projektet, /11/, og der er i de to andre artikler arbejdet videre med nogle af dataene fra VARGA, /12/ og /13/. Herudover har projektet givet viden og input til 4 review artikler om nøgletal for slambehandling udarbejdet af Chang et al. /7/, /8/, /9/ og /10/. Det forventes at data udbyttet fra projektet kan bidrage bredt til det videre forskningsarbejde indenfor området, samt til spildevandsselskaberne selv og konsulenter.

Indenfor bioforgasning har arbejdet også givet en lang række resultater. Det har ledt til del afledte projekter. Direkte afledt af VARGA var/er DTU med i FUBAF omkring produktion af mikrobielle proteiner, samt eFuel med fokus på electro fuels fra biotricking filter reaktorer der var videreførelse af opgraderingsprojekterne i VARGA. Herudover har det også ledt til deltagelse i 3 EU projekter: CooCE, SEMPRE-BIO, og CRONUS der alle fokuserer på opgradering og syngas methanisering. Herudover bidrog det til udarbejdelse af 4 artikler /14/, /15/, /16/ og /17/.

10.6 Unisense

Unisense Environment havde ved VARGA projektets begyndelse relativ nyligt udviklet en unik og patenteret lattergas sensor til monitering på spildevandsanlæg. For at stimulere salget af den unikke N_2O sensor på verdensmarkedet, var der behov for demonstration af styrken i N_2O Wastewater Systemet og anvendelsen af de direkte målinger til både klimagasregnskaber, samt som en integreret del af avancerede styringer baseret på N_2O måling.

For Unisense har arbejde med undersøgelse af muligheder for reduktion af lattergas udført i VARGA projektet ført til en lang række publikationer, præsentationer, rundvisninger og udveksling af specialistviden, som har dannet grundlag for salg og helt specifikt bidraget til nytænkning af klimavenlige energi- og hovedprocesoptimeringer af onlinestyring for renseanlæg. Onlinestyring til reduktion af lattergas er meget simple at implementere hos en række af vores nye udenlandske kunder, og Unisense håber på sigt at kunne trække styringsstrategier i fx VARGA-partner Envidan's onlinestyringsprodukt Enablo med ud til udlandet. Vi ser en øget efterspørgsel indenfor klimavenlig onlinestyring, hvor både minimering af lattergasemissionen og kulstofhøst for optimering af energiproduktion balanceres gennem avanceret sensordrevet onlinestyring.

Som en integreret del af VARGA-projektet blev der også lavet en vurdering af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser, og den vurdering bidrog med væsentlige tværfaglige forskningsresultater. N_2O-overvågnings- og minimeringsdata blev anvendt i den VARGA-livscyklus analyse (LCA) og samtidig koblet med økonomiske beregninger for forskellige scenarier, inklusive N_2O-overvågnings- og minimeringsresultaterne og omkostninger. Til stor gavn for Unisense Environment i eksportfremme, gav alle miljøforbedringerne anledning til økonomiske omkostninger for alle VARGA-scenarier undtagen N_2O-kontroltiltagene i realtid. En hovedkonklusion var, at sensorer til måling af lattergas er ret billige, og online-målinger og styring af lattergasemissioner kan også give de største klimafordele. Unisense Environment ser et stort kommunikativt perspektiv i disse resultater og bruger i livscyklusberegningen i salgsarbejdet.

Der er i dag skabet +4 nye danske arbejdspladser indenfor både produktion, salg og service og stigende bruttofortjeneste gennem de seneste år på fra under 1 til +5 MDKK på N_2O Wastewater udstyr alene. Unisense Environment har fokus på en ekspansiv og opportunistisk

vækst i Europa, Nordamerika og dele af Asien. Dette med Danmark, BIOFOS og VARGA's resultater som reference. Vi ser et stort markedspotentiale gennem fortsat udbygning af direkte salg med lokale distributører og servicekanaler. Den nuværende vækst er drevet af en stigende bevidsthed om vandsektorens drivhusgas- og klimapåvirkning. Der er dog behov for stigende krav fra myndigheder, lokalsamfund og forsyningsejere (byer) for at reducere / fjerne vandsektorens største CO_2 bidrag fra lattergas. En CO_2 afgift på lattergas emissioner vil være en effektivt driver for minimeringen af vandsektorens drivhusgas- og klimapåvirkning, som afgifter har vist sig at være på kvælstof og fosforudledningerne.

10.7 Referencer

/1/: Notat, "Dansk eksport af vandteknologi, 2015" MST, 7.april, 2016.

/2/: Dansk Vandvision 2015, Danva, Dansk Miljøteknologi, Dansk Industri og Miljøministeriet.

/3/: Eksport af vandteknologi og rådgivning 2020 - DI (danskindustri.dk)

/4/: Eksportstrategi for vand, oktober 2020.

/5/: MUDP Lattergaspulje "Data opsamling på måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg", Miljøministeriet, December, 2022.

/6/: MUPD "Måling af lattergasemission fra Skanderborg Centralrenseanlæg", Miljø- og Fødevareministeriet, November. 2020

/7/: Chang, H., Zhao, Y., Zhao, S., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2022). Review of inventory data for the thermal treatment of sewage sludge. Waste Management, 146, 106-118. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.002

/8/: Chang, H., Zhao, Y., Xu, A., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2023a). Mini-review of inventory data for the dewatering and drying of sewage sludge. Waste Management & Research. https://doi.org/10.1177/0734242X221139170

/9/: Chang, H., Zhao, Y., Xu, A., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2023b). Mini-review of sewage sludge parameters related to system modelling. Waste Management and Research. https://doi.org/10.1177/0734242X221139171

/10/: Chang, H., Zhao, Y., Li, X., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2023c). Review of inventory data for the biological treatment of sewage sludge. Waste Management, 156, 66-74. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.11.027

/11/: Faragò, M., Damgaard, A., Madsen, J. A., Andersen, J. K., Thornberg, D., Andersen, M. H., & Rygaard, M. (2021). From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation. Water Research, 204, [117554]. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554

/12/: Faragó, M., Damgaard, A., Rebsdorf, M., Nielsen, P. H., & Rygaard, M. (2022a). Challenges in carbon footprint evaluations of state-of-the-art municipal wastewater resource recovery facilities. Journal of Environmental Management, 320, [115715]. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115715

/13/: Faragò, M., Damgaard, A., Logar, I., & Rygaard, M. (2022b). Life Cycle Assessment and Cost-Benefit Analysis of Technologies in Water Resource Recovery Facilities: The Case of Sludge Pyrolysis. Environmental Science and Technology, 56(24), 17988-17997. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06083

/14/: Lawson N, Alvarado-Morales M, Tsapekos P, Angelidaki I. Techno-economic assessment of biological biogas upgrading based on danish biogas plants. Energies 2021;14(24).

/15/: Tsapekos P, Khoshnevisan B, Alvarado-Morales M, Zhu X, Pan J, Tian H, Angelidaki I. Upcycling the anaerobic digestion streams in a bioeconomy approach: A review. Renewable Sustainable Energy Rev 2021;151.

/16/: Tsapekos P, Treu L, Campanaro S, Centurion VB, Zhu X, Peprah M, Zhang Z, Kougias PG, Angelidaki I. Pilot-scale biomethanation in a trickle bed reactor: Process performance and microbiome functional reconstruction. Energy Convers Manage 2021;244.

/17/: Marami H, He L, Rafiee S, Khoshnevisan B, Tsapekos P, Mobli H, Elyasi SN, Liu H, Angelidaki I. Bridging to circular bioeconomy through a novel biorefinery platform on a wastewater treatment plant. Renewable Sustainable Energy Rev 2022;154.

11. Konklusioner og perspektiver

VARGA projektet, som er udført fra 2017 til 2023, har leveret resultater til grundige analyser af, hvordan et renseanlæg kan transformeres til at blive et Vand Ressource GenvindingsAnlæg. De opførte pilotanlæg og fuldskalaudstyr har fungeret som showcases for en lang række udenlandske besøgende til BIOFOS' Renseanlæg Avedøre– heraf ikke mindst under IWA World Water Congress & Exhibition, som blev afholdt i København i 2022.

I og med, at projektet har modtaget offentlig støtte gennem MUDP, er formidlingen af resultaterne prioriteret meget højt. Den nyerhvervede viden er i stort omfang givet videre på danske og internationale konferencer, seminarer og andre faglige arrangementer med mere end 50 præsentationer (papers og posters) igennem årene fra 2017 til 2023. DTU's deltagelse i projektet materialiserede sig på formidlingsfronten med i alt 14 videnskabelige artikler i internationale tidsskrifter samt en phd-afhandling og et speciale fra en M.Sc.-kandidat. VARGA-projektet har desuden være en væsentlig fødselshjælper (grundsten) til en række efterfølgende vidtforgrenede aktiviteter og projekter. Det illustrerer tydeligvis, at emnerne under VARGA har vist sig højaktuelle at arbejde videre med.

På den forretningsmæssige side har Envidan opnået ny viden og styrket dets specialisering indenfor vandkredsløbet og dermed kunne anvende koncepter og resultater i rådgivning af andre forsyninger på kommercielle vilkår. Unisense, der står bag udviklingen af lattergas målere, har brugt VARGA-resultater i den dokumentation, som støtter markedsfremstød i DK og udlandet. VARGA har på denne måde understøttet eksportfremme af dansk udstyr og rådgivningsydelser. Unisense fremhæver VARGA's helt specifikke bidrag til at nytænke klimavenlige energi- og hovedprocesoptimeringer af onlinestyring for renseanlæg. Ligeledes er der muligheder for Envidan og Unisense i eksportsamarbejde omkring Envidan's onlinestyringsprodukt Enablo, hvor lattergas måleudstyr tilkobles.

VARGA projektet sigtede mod, at renseanlæg kan opnå en 50% netto energiproduktion. Det skulle være resultatet af en øget biogas produktion i to trin samt sparet varmeenergi. Første trin var ved *kulstofhøst* i råspildevandet og samtidig sparet varmeenergi til slamopvarmning mens andet trin skulle være import og *udrådning af madaffald* på renseanlægget.

Der er opført og testet et fuldskala forfilteranlæg på Renseanlæg Avedøre til 25% af spildevandsflow. Det lykkedes ikke at udføre alle de planlagte test med kulstofhøst på forfiltre på grund af tekniske vanskeligheder. Resultaterne der opnåedes, var ikke generelt bedre end det, der allerede høstes i eksisterende forklaringstanke. Det blev imidlertid demonstreret, at tørstofindholdet i primærslammet kunne afvandes optil 25% og dermed potentiale til at give en betydelig besparelse i energi til opvarmning af rådnetanke, såfremt al primær behandling kunne foregå i forfiltre.

Energiproduktionen vil i endnu højere grad kunne forøges ved at behandle og udrådne *kildesorteret organisk dagrenovation* (KOD), som et naturligt led i den cirkulære tankegang, hvor affaldsstrømme omdannes til ressourcer (energi og gødning). Renseanlæg Avedøre har ekstra rådnetanks kapacitet til f.eks. at producere biogas af KOD. Det var i det oprindelige VARGA projekt planen at omstille en af fire rådnetanke til KOD behandling. Dette blev dog af politiske grunde ikke implementeret under VARGA.

KOD fra hovedstaden køres i dag til behandling på Solrød Biogasanlæg. Udrådnet KOD fra Solrød spredes uden en slutafvanding direkte på landbrugsjord, hvorved dets indhold af kvælstof og andre næringsstoffer recirkuleres. Det giver i en cirkulær økonomi sammenhæng bedre mening, end at afvande digestatet på renseanlægget inden udkørsel. I VARGA projektet er digestat af udrådnet KOD demonstreret i markforsøg udført af SEGES.

Forsøg i pilotskala demonstrerede, at biogasprocessen med KOD – trods forhåndsbekymringer - forløber uden hæmning af ammonium/ammoniak helt op til 8,5 g NH_4^+-N/L med de forventede høje metan udbytter. Det er lykkedes desuden at foretage mikrobiologisk opgradering af biogas til biometan i en trykløs pilotreaktor. Denne teknologi opskaleres i nye projekter.

Den afgassede KOD med dets indhold af særligt kvælstof har vist sig at have en gødningsværdi, som kan sidestilles med svinegylle. Den afgassede KOD gødning er godkendt til økologisk jordbrug.

Med hensyn til udnyttelse af *fosfor* fra spildevandet har DTU Sustain under VARGA arbejdet intenst med elektrodialytisk separation af fosfor fra slamaske. Teknologien er så lovende, at et dansk firma CleanMatter har overtaget patentet fra DTU Sustain og arbejder på at eftervise processen i demo-skala i et bevilliget EUDP-projekt ”Power to P”. Hvis det lykkes at skabe en konkurrencedygtig reaktor, er markedet i Europa stort med en askeproduktion på anslået 1-2 mio. tons /år, som vil kunne bidrage med i størrelsesordenen 10 % af det nuværende forbrug af fosfor til gødningsformål i EU.

Et andet væsentligt mål for VARGA-projektet sigtede mod at opnå en CO_2-neutral drift af et renseanlæg igennem valg af teknologier, som tilgodeser klimaudfordringen. Udover energiforbedringer og genvinding af et næringsstof som fosfor, kunne der sættes ind overfor emissionen af *lattergas* (N_2O) under den biologisk kvælstoffjernelse (nitrifikation/denitrifikation).
Uden styring af lattergasemissionen er basis emission af N_2O fra Renseanlæg Avedøre i størrelsesordenen 14.400 tons $CO_{2\text{-ækv.}}$/år. Dette er en faktor 2-4 højere end emissionen på andre renseanlæg. Med lattergasstyring reduceres emissionen med gennemsnitlig ca. 10.400 tons $CO_{2\text{-ækv.}}$/år.

Hvis CO_2-emissions afgiften værdisættes til 700,-/tons CO_2, som der tales om, er der med de under VARGA opnåede resultater knyttet en potentiel besparelse på næsten 4 mio. kr./år. Der kan således være rigtig store beløb at spare ved at sætte ind med den bedst mulige styring af luftningstankenes kvælstoffjernelse, så CO_2 ækvivalenter i form af lattergas emission reduceres så meget som muligt. Investering og drift af lattergas målinger og tilhørende styringer er ca. 125.000 dkk om året. Der er – hvis afgiften kommer - et kraftigt incitament til forsyningsselskaber til at gøre en indsats overfor lattergas emissioner under den biologiske kvælstoffjernelse. Den økonomiske afgiftslettelse vil understøtte miljøargumentet i retning af at opnå et CO_2 neutralt renseanlæg.

I projektet er udviklet en livscyklus vurdering (LCA) og Øko-effektivitets model, og dens beregninger har sat tal på miljøeffekten og økonomiske konsekvenser ved transformationen til et ressourcegenvindingsanlæg. Livscyklusbetragtningen kortlagde, hvordan udvalgte teknologiske ændringer på renseanlægget medfører påvirkninger langt ud over forsyningen, blandt andet i energi- og landbrugssektoren. Omstillingen til ressourceanlæg medfører markante miljøforbedringer, men nogle gange balancerer gevinsten på vigtige antagelser, og der er således brug for, at både markeder og teknologier udvikles til bedre at understøtte en økonomisk effektiv omstilling af renseanlæg i Danmark.

I forbindelse med en omlægning af renseanlæg til ressourcegenvindingsanlæg er de nuværende rammebetingelser for de offentligt ejede forsyninger en væsentlig barriere. Rammebetingelserne foreskriver, at såfremt et vandselskab sælger et produkt, skal indtægten tilgå vandforbrugerne (borgerne) f.eks. i form af en takstreduktion. Omkostningerne til at producere produktet skal derimod bogføres under vandselskabets fastsatte indtægtsrammer, og de tages dermed fra midlerne' til den daglige drift. Forsyningerne har af denne grund ikke en umiddelbar økonomisk motivation til at skabe nye veje til cirkulær økonomi. Her er der plads til forbedringer af lovgrundlaget med rammebetingelser, som vil fremme den grønne omstilling, og som motiverer forsyningerne til at investere i bæredygtige løsninger.
Det er nødvendigt, at rammebetingelserne for forsyningssektoren fremover tilrettelægges, så de indeholder et incitament til at omstille til cirkulær økonomi generelt.

Forprojekt

VARGA delrapport WP 7.1, 2019

Opdateret i 2023.

Indhold

1 Indledning 4
2 Terminologi 5
3 Nuværende tekniske/operationelle forhold 10
3.1 Overordnet beskrivelse af renseanlægget. 10
3.2 Belastningsforhold 10
3.3 Afløbskrav 11
3.4 Massebalancer og miljøkortlægning 12
4 Fra konventionelt renseanlæg til ressourceanlæg 13
5 Tekniske ændringer 17
5.1 WP1 – kulstofhøst 17
5.1.1 Demonstration, pilotskala 18
5.1.2 Fuldskala demonstration 18
5.1.3 Tekniske ændringer i WP1 19
5.2 WP 2 – Lattergas minimering 19
5.2.1 Demonstration, pilotskala 20
5.2.2 Fuldskala demonstration 20
5.2.3 Tekniske ændringer 21
5.3 WP 3 Cirkulær økonomi for KOD 21
5.4 WP 4 Næringssalte 22
5.4.1 Demonstration, pilotskala 23
5.4.2 Fuldskala demonstration 23
5.4.3 Tekniske ændringer 23
5.5 WP 5 Frigive rådnetank 24
5.5.1 Demonstration, Pilotskala 24
5.5.2 Fuldskala demonstration 24
5.5.3 Tekniske ændringer 25
5.6 WP 6 separat udrådning af KOD, bioaugmentation og opgradering af biogas. 26
5.6.1 Demonstration, Pilotskala 26
5.6.2 Fuldskala demonstration 27
5.6.3 Tekniske ændringer 27
6 Arealdisponering 27
7 Forventede miljømæssige, energireducerende og økonomiske ændringer 28
7.1 CO_2-balance 28

7.2 KOD 30
7.3 Gødning til økologisk jordbrug 31
8 Økonomiske forhold 33
9 Referenceliste 34

Bilagsfortegnelse

Bilag 1: Flowdiagram
Bilag 2: Massebalancer
Bilag 3: Miljøkortlægning
Bilag 4: Driftsomkostninger
Bilag 5: Dispositionsplan

1 Indledning

Fyrtårnsprojektet **VARGA** (**VA**nd **R**essource **G**envindings **A**nlægget) er et fuld-skala udviklingsprojekt, der vil fungere som et eksportvindue for demonstration af Dansk ekspertise på vand – og miljøteknologier i spildevandssektoren. Fyrtårnsprojektet gennemføres på BIOFOS' renseanlæg Avedøre (kapacitet 400.000 PE) i perioden fra 2017 til 2021. VARGA er opdelt i en række arbejdspakker kaldet WP 1 til WP8, hvis indhold beskrives nærmere i denne delrapport.

Nærværende delrapport udgør et forprojekt. Forprojektet udarbejdes under WP 7 og skal sikre fælles forståelse og interaktioner mellem arbejdspakkerne f.eks. fælles terminologi og definitioner, opsamling af relevante nøgleparametre under forsøgsafvikling og drift til opstilling af overbliksskabende dokumenter. I WP 7 udarbejdes dels baseline dokumenter som beskriver den nuværende drift af renseanlæg Avedøre og efterfølgende en samlet Business Case. Til at identificere de samlede ændrede miljøpåvirkninger og effekter samt samfundsøkonomiske forhold ved omstilling fra et konventionelt renseanlæg til et Vand og Ressource Genvindings Anlæg udarbejdes LifeCycleAssesment (LCA) på dansk livscyklusvurdering og en illustrativ ECO-efficiency model.

I forprojektet indgår en beskrivelse af de nuværende tekniske, driftsøkonomiske og miljømæssige forhold, hvilket udgør en baseline for renseanlæg Avedøre med den nuværende drift.

Samlet set skal implementering af VARGA bidrage til, at BIOFOS, med Avedøre Renseanlæg som case, skal demonstrere at det er muligt indenfor en kortere tidshorisont, at opfylde BIOFOS' visionære pejlemærker mod 2025 med tilhørende strategiske målsætninger for hele BIOFOS. Implementeringen af VARGA skal modsvare de fremtidige krav uagtet øget belastning og skærpede miljøkrav. Således skal VARGA demonstrere, at det er muligt for BIOFOS at opnå CO2-neutralitet, blive energiproducerende (netto) og samtidig genanvende eller nyttiggøre alle restprodukter fra BIOFOS kerneprocesser som et væsentlig bidrag til en forretningsmodel der benytter principperne i den cirkulære økonomi.

Som udkommet af VARGA projektet beskrives processen med at omdanne det traditionelle renseanlæg til et ressourceanlæg i en håndbog. Sammen med en opsummering af den miljømæssige og økonomiske evaluering af projektet vil det hjælpe andre forsyninger i en tilsvarende omstillingsproces.

For andre forsyninger i Danmark vil det have stor værdi, at kunne bruge erfaringerne fra dette projekt i deres transformering af egne anlæg. I øjeblikket pågår en fusionering af forsyningerne og der ses en tendens til at mindre renseanlæg nedlægges og spildevandet ledes til større centrale renseanlæg. Her vil VARGA konceptet kunne bidrage med inspiration til at andre renseanlæg bliver ressource genvindingsanlæg.

For de deltagende partnere vil VARGA fungere som en uhyre vigtig fremvisningsplatform for dansk knowhow og teknologi for det samlede koncept. Nærværende forprojekt skal således bidrage til at alle partnere opnår viden om forestående ændringer, synergierne de forskellige arbejdspakker (Work Pakages) imellem, samt den samfundsmæssige værdi af det samlede fyrtårnsporjekt VARGA.

Fyrtårnsprojektet VARGA er støttet af Miljø-og Fødevareministeriet med midler fra MUPD-programmet. BIOFOS er hovedansøger og parterne er ARC (Amager Ressource Center), EnviDan A/S, Unisense A/S og DTU-Miljø.

Forprojektet WP 7.1 har således til formål at redegøre for sammenhængen mellem arbejdspakker og yderligere konkretisere forudsete tekniske ændringer på Rensningsanlæg Avedøre.

Dokumentet er oprindelig udarbejdet i 2019, men opdateret ved afslutning af VARGA projektet i 2023.

2 Terminologi

For succesfuld gennemførelse af VARGA projektet er det nødvendigt at inddrage en lang række forskellige tekniske fagligheder og videnskabelige discipliner. Derfor er det helt central at der fra projektets opstart skabes en fælles forståelse for og anvendelse af de anvendte begreber og definitioner der anvendes i projektet.

For at skabe det bedst mulige grundlag for at læse og forstå VARGA projektet og de indbyrdes afhængigheder alle arbejdspakkerne imellem, er der derfor her indledningsvist listet en række centrale begreber og definitioner.

1-trins renseanlæg
Renseanlæg uden primærtrin/forklaringstrin/forfiltreringstrin. Kan være med eller uden rådnetank.

2-trins renseanlæg
Renseanlæg med primærtrin/forklaringstrin/forfiltreringstrin. Har rådnetank til udrådning af slam.

Aktiv slam anlæg
Et aktiv slam anlæg er et renseanlæg, der benytter sig af mikroorganismer i suspension i vandfasen til udførelse af biologiske processer. De biologiske processer til fjernelse af spildevandets nærringssalte omfatter nitrifikation/denitrifikation til kvælstoffjernelse samt biologisk fosforfjernelse..

Anaerob
Anaerobe miljøer er defineret som iltfrie. Specifikke typer af bakterier laver biogas i en række procestrin.

Bioaugmentation
Bioaugmentation foretages med direkte tilsætning af beriget bakteriekultur, der er tilvænnet et højt ammoniumniveau.

Biogas
Biogas er betegnelsen for den gas der produceres i rådnetanken/ biogasanlægget. Hovedbestanddelene i rå biogas er ca. 2/3 metan og 1/3 kuldioxid. Biogas kan udnyttes i f.eks. en gasgenerator, der kan producere el og varme eller alternativ opgraderes på et opgraderingsanlæg, til en kvalitet der kan afsættes til naturgasnettet.

Biogasudbytte
Biogasudbyttet er et udtryk for den reelle biogasproduktion fra udrådning af et givent organisk materiale. I denne rapport er alle biogasudbytter angivet som metan udbytter.

Biogødning
Fælles betegnelse for det udrådnede materiale (slam og KOD biopulp) fra rådnetanken, som skal bortskaffes til landbrugsjord som jordforbedring.

Biologisk overskudsslam
Slamfraktion taget ud i efterklaringstrin på renseanlæg. En delmængde af det biologiske slam returneres som returslam til renseanlæggets biologiske del, og den resterende del tages ud som overskudslam. Det biologiske overskudsslam kan udrådnes på rådnetank eller slutdisponeres efter afvanding.

BOD
Biochemical Oxygen Demand (BOD) er en analysemetode, der fastlægger iltforbruget til biologisk nedbrydning af stofferne i en prøve målt over 5 døgn.

COD
Chemical Oxygen Demand (COD) er en kemisk analysemetode, der indikerer den iltmængde der skal til ved fuldstændig (kemisk) oxidering af stoffer i en prøve.

Dagrenovation
Affald, som hovedsageligt består af køkkenaffald, hygiejneaffald og mindre emner af kasserede materialer, der typisk frembringes af private husholdninger. Herunder madaffald og restaffald i form af kartoner til mælk, juice og lignende, snavset papir, pap og plast m.v., og som ikke er omfattet af andre ordninger (definition: Affaldsbekendtgørelsen, BEK nr. 1309 af 18/12/2012).

EASETECH
EASETECH er et LCA-software udviklet på DTU med fokus på vurdering af teknologier inden for miljøområdet. EASETECH er et akronym for 'Environmental Assessment System for Environmental TECHnologies'.

Eco-Efficiency
Eco-efficiency er en illustrativ opgørelse (matrix) af både miljøpåvirkningerne fundet i LCA'en som funktion af en økonomisk evaluering af det samme system som evaluerede i LCA'en. Ud fra Eco-efficiency matrixen kan det vurderes om et scenarie er miljømæssigt og økonomisk en forbedring eller forværring i forhold til udgangspunktet og/eller i forhold til andre scenarier.

Forbehandlingsanlæg
Et forbehandlingsanlæg oparbejder KOD biomasse til en pumpbar KOD biopulp ved at neddele materialet (ved at kværne, presse eller rive) og tilsætte vand.

GHG - Green House Gases
Gasser der bidrager til drivhuseffekten. De primære gasser af betydning for VARGA er: CO_2, CH_4, N_2O. Reference-stoffet (molekyle) for drivhusgas er CO_2. Kender man udledningskoncentrationen af CH_4 og/eller N_2O kan det omregnes til CO_2-ækvivalenter og en samlet CO_2-belastning kan beregnes.

Hydraulisk kapacitet
Et renseanlægs hydrauliske kapacitet beskrives ved en række hydrauliske parametre, herunder fraktiler. F.eks. angives et middel døgnflow som (m3/d) defineret ved 60 % fraktilen på indløbsflowet.

Hygiejnisering
Slambekendtgørelsen og biproduktforordningen stiller krav om, at KOD biopulpen varmebehandles ved minimum 70° C i en time eller tilsvarende valideret alternativ hygiejniseringsmetode, inden materialet udbringes på landbrugsjord.

Forureningsmæssig/stofmæssige kapacitet
Et renseanlægs stofmæssige kapacitet beskrives ved PE med angivelse af PE belastning på det enkelte forureningsstof, COD, BOD, SS, Total-N og Total-P.

Karakteriseringsfaktor
Når vi i LCA taler om karakteriseringsfaktor (characterisationfactor, CF) er det en faktor der angiver et stofs eller flows bidrag til en påvirkningskategori. Det er beregnet vha. videnskabelige og kvantitative miljøeffektmodeller. Enheden for CF er den samme for alle stoffer og flows indenfor den samme påvirkningskategori. F.eks. omregnes alle drivhusgasser (GHG) til CO_2-ækvivalenter. I LCA-softwaret EASETECH bruger vi ILCD (International reference Life Cycle Data system) karakteriseringsmetoden til at beregne påvirkningerne af det modellerede system. I ILCD er CF for CH_4 og N_2O hhv. 25 og 298 CO_2-ækvivalenter. ILCD er udviklet er JRC (Joint Research Center) under EU-kommission.

KOD
Kildesorteret Organisk Dagrenovation (KOD) er den organiske fraktion af dagrenovation, som er udsorteret ude hos borgeren og indsamlet. Den indsamlede KOD mængde kan leveres til oparbejdning på et forbehandlingsanlæg.

KOD Biopulp
KOD Biopulp er KOD som er blevet neddelt i et forbehandlingsanlæg til et pumpbart materiale**.**

LCA – Livscyklusvurdering (Life Cycle Assessment eller LCA)
LCA er en holistisk metode til at vurdere produkters eller produktsystemers miljøbelastning gennem hele livscyklus fra "vugge til grav" dvs. fra udvinding af råmaterialer og fremskaffelse af naturressourcer over fremstilling af produktet, brugen af det inklusive vedligeholdelse og reparation, til bortskaffelse eller genanvendelse af produktet eller delkomponenter af systemet.

LCA bruges til at vurdere potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug især når der indføres ændringer i et produkt eller system. Et LCA-resultat vil derfor være opdelt i en række påvirkningskategorier (se definition af påvirkningskategorier).

Udover at LCA kan bruges til identificere miljøforbedringer kan det også anvendes som beslutningsstøtte både i industrien og politisk.

Massebalance:
En kvantitativ opgørelse af ressourceforbrug og emissioner i det betragtede system. Opgørelsen bør have samme tidsmæssige enhed f.eks. per år.

Mesofil
Mesofil udrådning på rådnetank foregår typisk ved 35-40 °C. Mesofile bakterier er den primære bakteriegruppe i intervallet 15-45 °C og varetager omsætningen af organisk materiale til biogas.

Miljøeffekter
Effekter af påvirkninger på miljøet. Energiforbrug er en miljøpåvirkning, som resultere i en udledning af drivhusgas som kan lede til miljøeffekten klimaforandringer.

Miljøkortlægning
Miljøkortlægningen består af en opgørelse af ressourceforbrug og emission til omgivelserne i forbindelse med driften af f.eks. et renseanlæg.

PE – Personækvivalenter
Den belastning/forureningsmængde man i spildevandsbranchen definerer at en person i gennemsnit belaster med pr. dag beskrevet ved g/PE/d. Almindeligvis foreligger der definitioner for de primære forureningsstoffer COD, BOD, SS, Total-N og Total-P.

Primærslam
Slamfraktion taget ud i primærtrin/forklaringstrin/forfiltrering på renseanlægget. Primærslam ledes, sammen med biologisk slam, til rådnetank for udrådning.

Rejektvand
Ved slutafvanding af slam og/eller biogødning, skilles den vandige del fra tørstoffraktionen. Den vandige del benævnes rejektvand. Rejektvand indeholder kvælstof og fosfor og ledes typisk tilbage til og renses i renseanlæggets biologiske afsnit.

Rådnetank
Rådnetanken er renseanlæggets biogasreaktor, hvor organisk materiale bliver omsat under anaerobe forhold med resulterende biogasproduktion.

Slam
Slam er betegnelsen for det restmateriale som opstår ved behandling af spildevand på et renseanlæg, og som skal bortskaffes til landbrugsjord, forbrændes eller slutdisponeres på anden vis. Se definition af primærslam og biologisk overskudsslam.

Termofil
Termofil udrådning på rådnetanke foregår typisk ved 50-55 °C. Termofile bakterier er den primære bakteriegruppe i intervallet 40-65 °C, og varetager omsætningen af organisk materiale til biogas.

Total-N
Udtryk for den samlede mængde af kvælstof.

Total-P
Udtryk for den samlede mængde af fosfor.

TS
Total Solids (TS) er betegnelsen for tørstofindhold. TS måles som det materiale der er tilbage efter opvarmning (105 °C i 24 timer).

VS
Volatile Solids (VS) er den organiske del af TS. VS måles som det materiale der er tilbage efter 1 time ved 550 °C. Det er denne del som nedbrydes i udrådningsprocessen, med biogasproduktion til følge.

Påvirkningskategorier
Kategori der repræsenterer miljømæssigt emne som LCA'ens resultat opdeles i. LCA'en kan enten laves efter mid- eller endpoint-metoden. For endpoint-metoden er der tre kategorier som er Natural environment, Human health og Depletion of natural resources. Midpoint-metoden er den DTU Miljø oftest anvender og der er påvirkningskategorierne som vist i tabel 1.

Tabel 1. Påvirkningskategorier typisk anvendt i LCA efter midpoint-metoden.

Forkortelse	**Påvirkningskategori**	**Skala**	**Normaliseringsreference** (per person per år)
	Drivhuseffekt	Global	8.100 kg CO2-ækvivalenter
	Stratosfærisk ozon ødelæggelse	Global	4,14E-2 kg CFC-11-ækvivalenter
	Human toxicitet, cancer	Lokal	5,42E-5 CTUh
	Human toxicitet, ikke-cancer	Lokal	1,1E-3 CTUh
	Ioniserende stråling	Global	1,33E3 kBq U^{235}-ækvivalenter
	Ecotoxicity, ferksvand	Lokal	6,65E2 CTU-ækvivalenter
	Partikulær stof	Global	2,76 PM2,5-ækvivalenter
	Fotokemisk ozondannelse	Regional	56,7 kg NVOC-ækvivalenter
	Forsuring, terrestrisk	Regional	49,6 mol H^+-ækvivalenter
	Eutrofiering, terrestrisk	Regional	1,15E2 mol N-ækvivalenter
	Eutrofiering, ferskvand	Regional	0,62 mol N-ækvivalenter
	Eutrofiering, marin	Regional	9,38 mol N-ækvivalenter
	Udtømning af abiotiske ressourcer, fossil	Global	6,24E4 MJ
	Udtømning af abiotiske ressourcer, reserve	Global	3,43E-2 kg Sb-ækvivalenter

I tabellen er også opgivet hvilken skala, som påvirkningskategorien gælder og normaliseringsreference. Normaliseringsreferencen er den gennemsnitlige bidrag til en påvirkningskategori for en person per år i Europa. F.eks. er den gennemsnitlige udledning af drivhusgasser for en EU-borger 8.100 kg CO_2-ækvivalenter per år.

3 Nuværende tekniske/operationelle forhold

I nedenstående afsnit findes en beskrivelse af renseanlæg Avedøre, den hydrauliske og stofmæssige belastning samt en miljøkortlægning.

3.1 Overordnet beskrivelse af renseanlægget.

Renseanlæg Avedøre herefter kaldet RA er et traditionel to-trins aktiv slam anlæg med biologisk fjernelse af næringssalte med en kapacitet på 400.000 PE. De to slamfraktioner udrådnes under mesofile forhold (37ºC) og biogasproduktionen afsættes direkte til opgradering og efterfølgende udledning på naturgasnettet hos HMN. Det udrådnede slam afvandes, tørres og forbrændes og asken deponeres på renseanlægget. Overskudsvarme afsættes til Københavns fjernvarmenet. En oversigt over spildevandets og slammets vej gennem de forskellige procestrin med illustration af bygværker og flowstrømme fremgår af flowdiagrammet i bilag 1.

3.2 Belastningsforhold

Implementering af teknologierne indeholdt i VARGA projektet strækker sig over en årrække og i denne periode forventes en stigning i belastningen på RA. I Tabel 2 ses den hydrauliske belastning opgjort for år 2016 samt en estimeret hydraulisk belastning i år 2025 baseret på prognoser fra Udbygningsstrategien for BIOFOS /1/. Prognosen angiver således en forventet stigning i den gennemsnitlige hydraulisk belastning (Q, middel, døgn) på ca. 6,5 %.

Tabel 2: Hydraulisk belastning. Middel døgn er beregnet på 2016 data, Q time er beregnet på 2015 data. Data for 2025 er hentet fra Udbygningsstrategien 2025 /1/.

	Enhed	2016 Tilløb	2016 Pr. linje i biologisk trin	2025 Tilløb	2025 Pr. linje i biologisk trin
Q middel, døgn	m³/d	70.200	17.550	74.800	18.700
Q time (60 %)	m³/h	3.700	925	3.950	1.000
Q time (80 %)	m³/h	5.450	1.365	5.750	1.450
Q maks., time filtre	m³/h		2.000		2.000

I Tabel 3 ses den stofmæssige belastning af RA med hensyn til en række forskellige parametre for år 2016 samt en estimeret stofmæssig belastning i år 2025 baseret på prognoser fra Udbygningsstrategien for BIOFOS /1/. Prognosen angiver således en forventet stigning i stofmæssige belastning på ca. 6-10% afhængig af hvilken forureningsparameter (COD, BOD, Total-N, Total-P) der refereres til.

Der forudsættes således en mindre ændring i spildevandssammensætningen frem mod 2025, sammenlignet med den aktuelle spildevandssammensætning i 2016. Den stofmæssige belastning samt spildevandsammensætningen nu og i 2025 fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 3: Stofmæssigbelastning af Renseanlæg Avedøre 2016 og for 2025 iht. /1/.

Parameter	Enhed	2016 Middel (60 %)	2016 Middel (60 %) Pr. linje	2025 Middel (60 %)	2025 Middel (60 %) Pr. linje
BOD	kg/d	16.300	4.075	17.650	4.413
COD	kg/d	40.300	10.075	44.400	11.100
SS	kg/d	20.250	5.062	22.600	5.650
Total kvælstof	kg/d	3.330	832,5	3.560	890
Total fosfor	kg/d	500	125	530	133
COD_{filt}/COD		0,18			
COD/BOD		2,59		2,51	
COD/SS		2,02		1,96	
COD/N		12,4		12,5	
COD/P		83,8		83,8	

3.3 Afløbskrav

Det er i Fyrtårnsprojektet antaget at RA også i 2025 skal overholde de nuværende vilkår for udledning af renset spildevand til recipienten Køge Bugt. I 2016 overholdt RA udledningskravene til BOD, N, P med god margen, forskellen på udledningen i 2016 og myndighedskravene er opstillet i Tabel 4.

Tabel 4: Nuværende myndighedskrav til afløbskvaliteten, samt middel udløbskoncentrationen for 2016 fra jan-sept. på RA iht. /1/.

Parameter	Enhed	B15	COD	TN	TP	SS
Krav, udledningstilladelse	mg/l	15	75	8,0	1,50	-
Udløb 2016 jan-sept. (middel)	mg/l	2,0	23,9	3,5	0,5	5,0

Der er i beregningerne for de fremtidige scenarier forudsat at der renses til samme standard/niveau som i dag.

3.4 Massebalancer og miljøkortlægning

På basis af de i Tabel 2 og Tabel 3 angivne belastninger samt kendskabet til funktionen af de enkelte procestrin på RA er det muligt at skabe et overblik over driften af RA i 2016 og i 2025 før og efter implementering af VARGA.

Der arbejdes som udgangspunkt med tre scenarier for hver oversigt:

- **Scenarie 2016:** Scenarie 2016 er udarbejdet på basis af 2016 tal for driften af RA, altså en beskrivelse af den nuværende situation, som udgør en baseline.
- **Scenarie 2025:** Scenarier 2025 er udarbejdet på basis af scenarie 2016. Det vil sige at, scenarie 2016 er fremskrevet i forhold til den forventede øgede hydrauliske og stofmæssige belastning til RA frem til 2025. I scenarie 2025 medtages effekten af VARGA ikke.
- **Scenarie 2025 VARGA:** Scenarie 2025 VARGA er udarbejdet med basis i scenarie 2025, men i dette scenarier medtaget effekten af alle de tiltag der er beskrevet under VARGA konceptet.

Det er som udgangspunkt nødvendigt at arbejde med disse tre scenarier for at kunne skelne mellem effekter af en øget stofmæssig og hydraulisk belastning fra 2016 frem mod 2025, og effekten af de implementerede tiltag under VARGA projektet. Effekterne af VARGA illustreres således ved at sammenligne scenarie 2025 og Scenarie 2025 VARGA for hhv. massebalance, miljøkortlægning og i forhold til driftsomkostningerne.

Der er udarbejdet en række forskellige oversigter, som danner grundlag for sammenligning af RA i 2016, samt 2025 før og efter implementering af VARGA jf. ovenstående scenarier

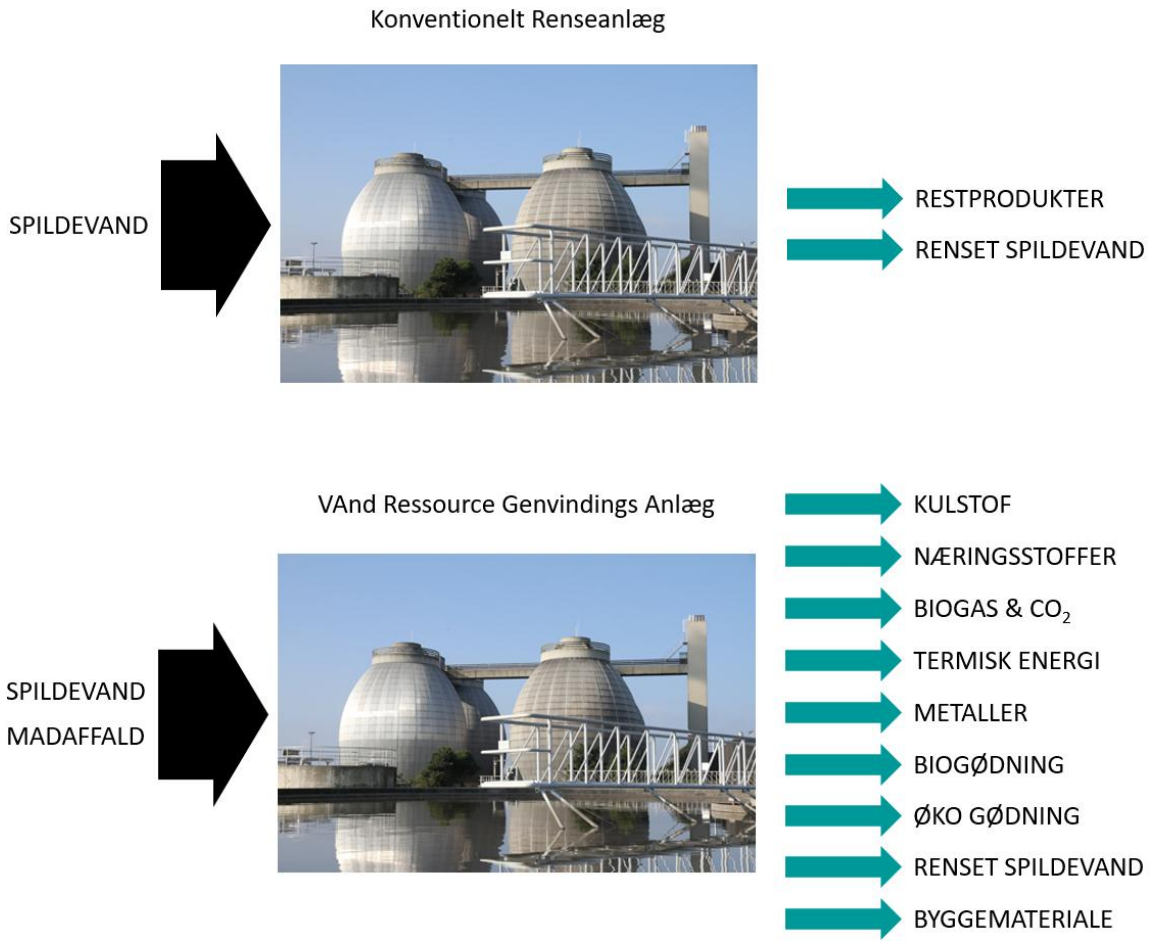
- Massebalancer for driften af RA i 2016 og 2025 (med + uden VARGA), se bilag 2a, 2b og 2c.
- Miljøkortlægning for RA i 2016 og 2025 (med + uden VARGA), hvor der er skabt en oversigt over indkommende råmateriale (spildevand) forbrug af energi, vand, råstoffer samt generering af emissioner afledt af driften af RA i form af emissioner til vand, luft, jord etc., se bilag 3a, 3b og 3c.
- Driftsomkostninger for 2016 og 2025 (med + uden VARGA) indenfor en række udvalgte nøgleparametre, se bilag 4. Alene ændringer som funktion af VARGA fremhæves økonomisk.

I forbindelse med opstilling af massebalancer og miljøkortlægning samt driftsomkostninger er anvendt en række erfaringsmæssige og teoretiske nøgleparametre, hvilke fremgår af Maria Faragò et al. /2/.

4 Fra konventionelt renseanlæg til ressourceanlæg

Den overordnede målsætning for Fyrtårnsprojektet er at transformere et konventionelt renseanlæg, her RA, til et genvindingsanlæg (Water Ressource Recovery Facility). En omlægning fra alene at have fokus på kvaliteten af det rensede spildevand til et VAnd Ressource Genvindings Anlæg (VARGA) må nødvendigvis ske over en årrække og efter en strategi, hvor der ud fra et fremtidigt koncept sker en systematisk transformering af anlæggets processer og teknologier. Hermed sikres, at omlægningen sker i overensstemmelse med de økonomiske rammer samtidig med at driftssikkerheden opretholdes. I projektet anvendes en kombination af eksisterende teknologier i nye applikationer samt nye teknologier som successivt implementeres i fuldskala på RA.

Historisk set har et renseanlæg alene haft til formål at rense det indkomne spildevand til den fastsatte kvalitet. Renseanlæggenes fornemmeste rolle, skal også fremover være at rense det indkommende spildevand til den ønskede kvalitet, men i stedet for at begrænse renseanlæggets aktiviteter til de konventionelle aktiviteter, skal det i stedet sikres, at der i fremtidens Vand Ressource Genvindings Anlæg indtænkes synergier på tværs af sektorer og videnskabelige discipliner med det formål at udvinde og genanvende ressourcer og som derigennem understøtter den cirkulære økonomi. Tankegangen bag dette paradigmeskift fra konventionelt renseanlæg til et Vand Ressource Genvindings Anlæg er illustreret i figur 1.



Figur 1: Fra konventionel Renseanlæg til Vand Ressource Genvindings Anlæg.

Ressourcegenvinding er her primært sat i relation til driften af renseanlæg der er udstyret med rådnetanksdrift. Rådnetanksdrift er primært relateret til anlæg med 2-trins drift, som til forskel fra et 1-trins renseanlæg, muliggør udtag af kulstof i primærdelen. Enkelte 1-trins anlæg driftes dog med rådnetank, hvor udrådningen alene sker på det biologiske overskudsslam. Med undtagelse af primær kulstofhøst, gør følgende genvindingsmuligheder sig gældende for både 1-tins anlæg og 2-trins anlæg med rådnetanksdrift.

Vand Ressource Genvindings Anlægget muliggør således genvinding af en række ressourcer som bl.a. kan omfatte:

- **Kulstofhøst** fra råspildevandet udvindes og anvendes med det formål at producere biogas på en rådnetank.
- **Næringsstoffer** i form af primært kvælstof (N) og fosfor (P), men i nogen grad også Kalium (K) enten som rene råvarer, eller som en del af den resulterende biogødning eller økologiske biogødning.
- **Biogas** fra udrådning af enten spildevandets kulstof eller alternativt udrådning af kildesorteret organiske dagrenovation (KOD).
- **Biologisk opgradering biogas**, hvor CO_2 indholdet omsættes ved brinttilsætning via methanisering til methan og dermed udnyttes som ressource.
- **Biogas** kan enten udnyttes på en gasmotor, hvor el og overskudsvarme afsætte til hhv. elnettet og fjernvarmenettet eller alternativt opgraderes til naturgaskvalitet og afsættes til naturgasnettet.
- **Termisk energi** kan enten genvindes via varmevekslere på udvalgte spildevandsstrømme, overskydende termiske energi der opnås ved omsætning af biogas på en gasmotor eller ved installering af varmepumper på det rensede spildevand.
- Værdifulde **metaller** der udvindes fra spildevandet, hvilket dog har et længere perspektiv.
- **Biogødning** som produkt af det resulterende udrådnede spildevandsslam, indeholdende værdifulde ressourcer som kulstof og en lang række næringsstoffer herunder helt centralt kvælstof og fosfor, samt en lang række mikronæringsstoffer, der kan være af høj værdi landbruget.
- **Økologisk biogødning** fra separat udrådning af KOD, som afsættes til økologisk jordbrug.
- **Produkter,** der kan udgøre en central del af byggematerialer, udvundet af askefraktioner fra forbrænding af overskudsslam. Asken kan forud for dette have gennemgået en eller flere processer der specifikt er målrette genvinding af askens næringsstoffer, herunder særligt fosfor.
- **Renset spildevand** er det helt centrale produkt og opfylder anlæggets primære formål, og dette formål skal ikke kompromitteres i ønsket om at nå i mål med de øvrige mål for Vand Ressource Genvindings Anlægget.

Rådnetanksdrift begrænser sig i dag til anlæg af en vis størrelse og særligt rådnetanksdriften favner en væsentlig del af ideen bag Vand Ressource Genvindings Anlægget, særligt den del der omhandler energiudnyttelsen. Men den fundamentale ideologi bag Vand Ressource Genvindings Anlægget kan desuagtet implementeres på mange niveauer på renseanlæg af variabel størrelse og kompleksitet.

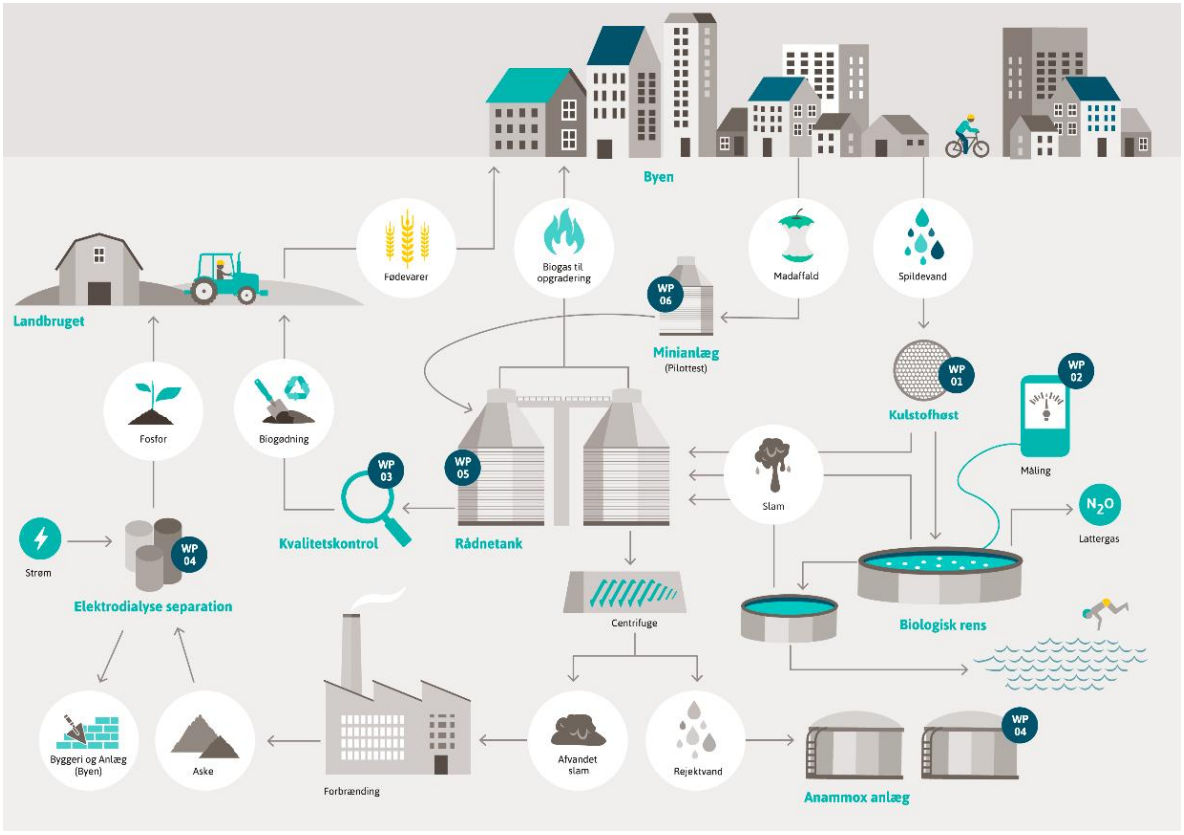
En anden relevant problemstilling, der behandles i projektet er, hvordan der opnås synergi ved samarbejde mellem flere, traditionelt set, adskilte sektorer og discipliner. For succesfuld gennemførelse af transformationen af et konventionelt renseanlæg til et Vand Ressource Genvindings Anlæg er der behov for at koordinere aktiviteter der ligger i adskilte sektorer såsom spildevand, biogas og affald og jordbrug.

I projektet demonstreres essentielle dele af cirkulær økonomi til udnyttelse af næringsstoffer i byernes affald og spildevand til produktion af økologiske fødevarer. At sikre en sammenhængende cirkulation af næringsstoffer fra storbyborgernes affald til den lokale, økologiske fødevareproduktion og tilbage til byens

forbrugere, vil være et koncept som kan have interesse også udenfor landets grænser, hvor stadig flere bosætter sig i større byer.

Specifikt for RA er konversionen fra konventionelt renseanlæg til et Vand og Ressource Genvindings Anlæg, håndteret under en række afgrænsede arbejdspakker (work packages). Der er en lang række indbyrdes afhængigheder, hvor implementeringen af den ene ændring forudsættes af en eller flere andre ændringer.

En oversigt over de forskellige WP'er i VARGA projektet kan ses i Figur 2 og indholdet i de enkelte WP'er beskrives nærmere i kapitel 5.



Figur 2: Oversigt over arbejdspakker (WP 1-6) i VARGA, reference til VARGA hjemmesiden (projekt-varga.dk).

Foruden arbejdspakkerne WP1 til WP6, som er illustreret i ovenstående Figur 2 er der i VARGA projektet to øvrige arbejdspakker, WP7 som sigter mod at skabe en fælles forståelse og et fælles udgangspunkt for gennemførelse af VARGA projektet, men i lige så høj grad at beskrive VARGA konceptet. Herudover er der en administrativ arbejdspakke (WP8), der dels skal favne koordineringen på et overordnet plan WP1-WP6 imellem, samt kommunikere projektets status og resultater.

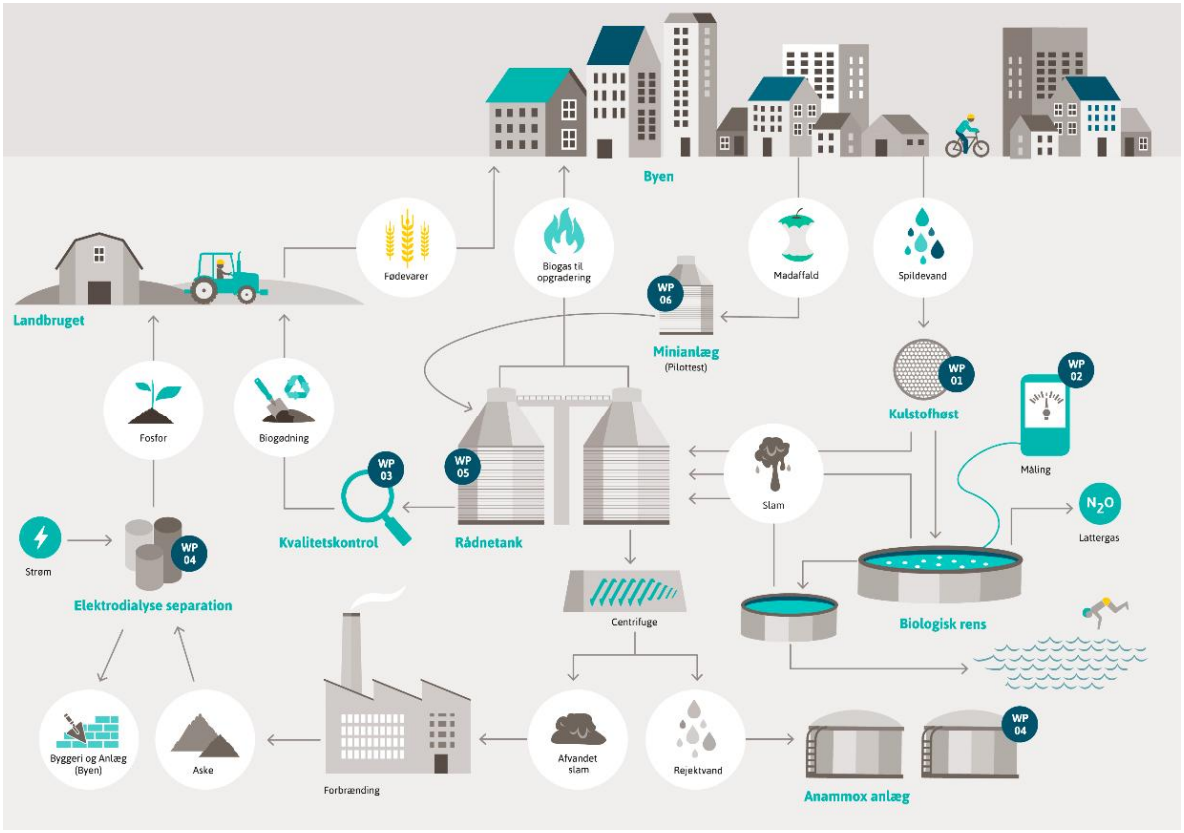
I tabellen nedenfor er ud for den enkelte arbejdspakke (WP1-WP8) angivet hvem der har det overordnede lead på den enkelte WP, og hvem de øvrige deltager/bidragsydere er på den enkelte WP.

Tabel 5 Leads og øvrige deltagere på VARGA WP1-8

	Arbejdspakke	**LEAD**	**Øvrige deltagere**
WP 1	Kulstofhøst	EnviDan	BIOFOS
WP 2	Lattergas minimering	Unisense	BIOFOS, EnviDan
WP 3	Cirkulær økonomi for KOD	ARC	BIOFOS, EnviDan
WP 4	Næringssalte	BIOFOS	EnviDan
WP 5	Frigive rådnetank	BIOFOS	EnviDan, ARC
WP 6	Separat udrådning af biopulp, bioaugmentation og biologisk opgradering af biogas	EnviDan	BIOFOS, ARC, DTU
WP 7	Sammenfatning	BIOFOS	EnviDan, ARC, Unisense, DTU
WP 8	Projekt administration og Formidling	BIOFOS	EnviDan, ARC, Unisense, DTU

5 Tekniske ændringer

De tekniske tiltag i VARGA er indeholdt i arbejdspakkerne WP1 til WP6 og i disse pakker indgår de væsentligste anlægstekniske tiltag og forandringer på RA. I nedenstående figur ses et simplificeret flowdiagram med angivelse af de enkelte WP'er:



Figur 3 Simplificeret flowdiagram med placering af de forskellige WP'er

5.1 WP1 – kulstofhøst

WP 1 omhandler forfiltrering af råspildevand til høst og prioriteret anvendelse af en den værdifulde ressource kulstof kombineret med en integreret afvanding af det udtagne kulstof kaldet primærslam.

Ideen er at erstatte traditionelle forklaringstanke med ringe mulighed for at styre kulstofhøsten med teknologien forfiltrering. Denne teknologi kombineres med avanceret online kontrol af fordeling af kulstof mellem to forskellige procestrin på renseanlægget nemlig luftningstanke og rådnetanke. Dette muliggør optimal disponering af det værdifulde kulstof tilpasset de reelle driftsforhold, således at organisk stof prioriteres omsat til energi i rådnetanken, når de øvrige processer i renseanlægget har tilstrækkeligt med kulstof til at forløbe.

Samtidig har forfilteret integreret afvanding af primærslammet med mulige for at opnå tørstofkoncentrationer fra 5-7% op til 25-40% mod de normalt 2-4%, som opnås i en traditionel forklaringstank. Traditionelt opkoncentreres primærslammet udtaget fra forklaringstanke yderligere enten i en koncentreringstank eller ved mekanisk forafvanding inden primærslammet ledes til rådnetanke.

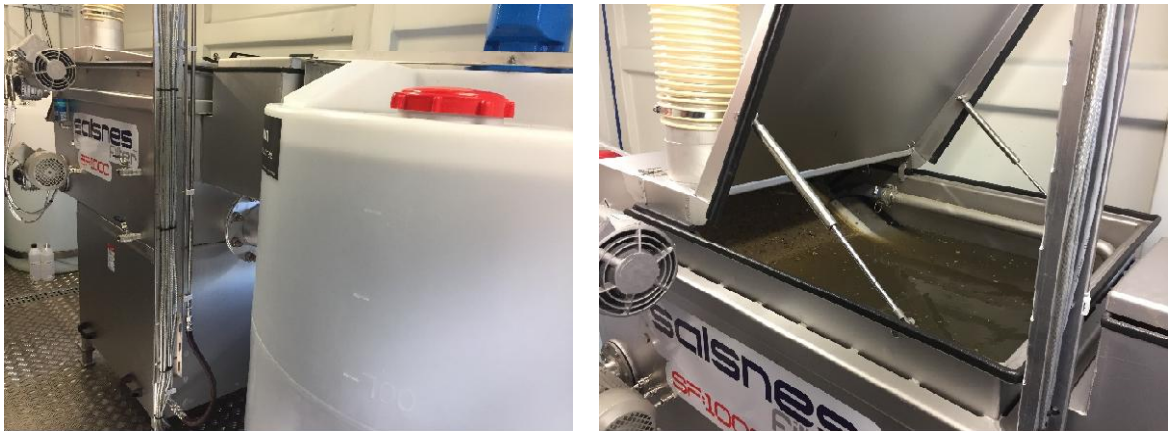
Forfiltreringsteknologien kan således erstatte to procestrin dels forklaring af råspildevandet og opkoncentrering af primærslammet. Samtidig er teknologien væsentlig mere kompakt og arealbehovet reduceres. Driftsomkostningsmæssigt er såvel energi- og polymerforbruget højere ved anvendelse af forfiltrering end den traditionelle kombination af forklaring og mekanisk forafvanding, hvilket skal belyses nærmere i forbindelse med opgørelse af ændringer af miljøeffekterne. Herunder ses et billede af forfiltreringsfiltre fra Salnes, som testes i VARGA.



Figur 4: Salsnes filtre til forfiltrering af råspildevand, (A) Filter til indbygning (B) Fritstående filter (Henvisning til Salsnes hjemmeside)

5.1.1 Demonstration, pilotskala

I efteråret 2017 gennemføres indledningsvist pilotforsøg med forfiltreringsteknologien fra Salsnes med henblik på fastlæggelse af væsentlige designparametre, herunder graden af kulstofhøst, polymerforbrug og optimal opkoncentrering af primærslammet. Hertil er der udarbejdet et detaljeret forsøgsprogram. Pilotforsøgene gennemføres i perioden fra medio september til medio oktober 2017.



Figur 5: Salsnes pilotanlæg på RA, september 2017

5.1.2 Fuldskala demonstration

Parallelt med gennemførelse af pilotforsøgene udarbejdes der i efteråret 2017 dels et produktkoncept til godkendelse, og efterfølgende et skitseprojekt, som indstilles til godkendelse på Bestyrelsesmødet i

december 2017. Navngivning af dokumenterne i WP 1 er ændret ift. den oprindelige ansøgning for at afspejle BIOFOS projekteksekveringsmodel.

5.1.3 Tekniske ændringer i WP1

Følgende beskrives de tekniske ændringer der er en forudsætning for at kunne gennemføre fuldskala demonstrationen. Der arbejdes med etablering af et forfiltreringsanlæg til behandling en delstrøm på 25 % af den indkomne råspildevandsmængde, som efterfølgende ledes til en dedikeret forsøgsline i det aktive slam anlæg.

Forfiltreringen vil foregå med Salsnes forfiltre med en samlet kapacitet på 2.000 m^3/h, med integreret opkoncentrering af det udtagne primærslam til ca. 5-7 % TS. Således vil der ikke være behov for yderligere afvanding af primærslammet herfra inden indpumpning på rådnetank. Der etableres mulighed for dosering af polymer til råspildevandet for at opnå den ønskede tørstofprocent. Forfilterne kan suppleres med modtrykssskurepreser, hvormed slammet kan afvandes til over 35% TS.

Der foretages ændringer i det eksisterende fordelerbygværk for forklaringstankene og der etableres en ny ledningsføring til forfiltrene. Selve forfiltrene placeres på terræn i en let bygning syd for forklaringstank, FT02, se dispositionsplan i bilag 5. Det forfiltrerede spildevand ledes til en af de fire luftningstankssæt, som vil fungere som en dedikeret forsøgslinje.

Der etableres et by-pass af forfiltrene, således at det er muligt at lede spildevandet uden om filtrene og lede det indkomne spildevand direkte til forsøgslinjen. For at optimere kulstofhøsten installeres en COD måler, der via onlinestyring kontrollerer by-pass af forfiltrene. Udtaget af kulstof i forfiltreringen vil kun ske i et omfang, der ikke kompromitterer de kulstofforbrugende processer (såsom kvælstoffjernelse) i den videre biologiske rensning. Det skal sikres, at COD/N forholdet for spildevandet, der går videre til procestankene, ikke ligger for lavt (dvs. COD/N > 6).

Primærslammet udtaget over forfiltrene sammenblandes med det udtagne primærslam fra de eksisterende forklaringstanke inden indpumpning på rådnetank.

Den øgede energiproduktion opnås bl.a. ved at udtage en større andel af det indkomne kulstof (over Salsnes filtre) og sende den ekstra mængde til udrådning på rådnetankene. Når kulstof fjernes fra det indkomne spildevand allerede i forbehandlingen (Salnes) opnås tilsvarende en reduktion i energiforbruget i det efterfølgende biologiske procestrin. Således flyttes den energikrævende kulstofomsætningen i procestrinnet til en energiproducerenden kulstofomsætning i rådnetanken. Dette føre til en reduktion i CO_2-udledningen, men modsat kan de selv samme tiltag føre til en øget udledning af lattergas.

5.2 WP 2 – Lattergas minimering

Lattergas er en kraftig drivhusgas og en reduktion af emissioner herfra vil bidrage væsentligt til forbedring af carbon footprint fra renseanlægget. Lattergas har således en klimaeffekt der er 300 gange større end CO_2. Formålet med WP2 er, at kortlægge lattergas udledningen på Renseanlæg Avedøre samt at minimere denne i praksis ved at instrumentere med lattergasmålere og justere styring af kvælstoffjernelse på basis af disse målinger.

BIOFOS har en målsætning om at være CO_2 neutral i 2025, og det er derfor vigtigt, at dokumentere effekten af de gennemførte tiltag på udledningen af klimagasser. Et hovedfokus i VARGA er øget energiproduktion kombineret med øget energibesparelse.

Lattergasmålingen er derfor specielt vigtig i forhold til at sikre en balanceret energibesparelse i luftningstankene og kulstofhøst i primærtrinnet, som så samtidig ikke opvejes, eller endda overgås af en stigning i udledningen af lattergas, grundet lave iltniveauer og kulstofmangel i luftningstankene.

Med i projektet er også overvejelser omkring lattergas emissioner fra sidestrømsprocesser som eksempelvis Anammox processen til håndtering af kvælstofholdigt rejektvand. Særligt Anammox processen mistænkes for at være en potent kilde til lattergas, til gengæld fjernes kvælstof uden brug af kulstof i Anammox processen, og kulstoffet kan i stedet udnyttes til energi på rådnetanken. Igen foretages der i projektet en opvejning af fordele og ulemper.

Rent praktisk sammenlignes lattergasmålinger i hhv. en af de 3 reference linjer med målinger foretaget i forsøgslinjen, hvor spildevandet har gennemgået en forfiltrering vis Salsnes filtre. Resultaterne og effekter af en række styringsmæssige tiltag dokumenteres og indarbejdes i en real time klimamodel, der samlet set skal kunne optimere den samlede klimapåvirkning. Der etbaleres en baseline der viser lattergas udledningen med den nuværende drift. Data opsamles i ca 1 år.

En dansk udviklet sensor for lattergas anvendes til online måling og opsamling af realtidsdata. Disse data anvendes til en realtidsestimering af lattergasemissionen, hvorved det bliver muligt at få et samlet online overblik af anlæggets GHG udledning.



Figur 6: Unisense lattergasmålere til måling af lattergas i vandfasen, (A) Online lattergasmåling i forsøgslinje (B) Online lattergasmåling i konventionel linje (www.unisense.com)

5.2.1 Demonstration, pilotskala

Der indgår ikke test på pilotskala under WP2.

5.2.2 Fuldskala demonstration

Da fuldskalimplementeringen af WP2 alene kræver implementering af fysiske lattergasmålere samt ændringer i SRO, er der ikke en foregående testperiode på pilotskala, hvorfor fuldskalaimplementeringen finder sted fra projektets begyndelse.



Figur 7: Unisense lattergasmåler i forsøgslinje på RA, September 2017

5.2.3 Tekniske ændringer

De tekniske ændringer under WP2 består i instrumentering i form af 2 stk. Unisense lattergasmålere i hhv. forsøgslinjen som modtager forfiltreret spildevand (Salsnes filtre) og i en af de øvrige 3 konventionelle proceslinjer på RA som modtager spildevand der er forklaret i de eksisterende forklaringstanke. Herunder ændringer i eksisterende SRO.

Det er senere i forløbet muligt at flytte en eller flere af disse lattergasmålere til eventuelle sidestrømsprocesser, herunder Anammox til kvælstoffjernelse. Dette er interessant fordi denne Anammox teknologien vurderes potentielt at have en væsentlig udledning af lattergas, som projektet her, via optimeret styring, forsøger at minimere, så det samlede CO_2 aftryk for Renseanlæg Avedøre minimeres.

5.3 WP 3 Cirkulær økonomi for KOD

I WP 3 gennemføres alt det nødvendige analytiske og strategiske forarbejde i forhold til forberedelse af udrådning af KOD på rådnetank på Renseanlæg Avedøre samt videre genanvendelse af den udrådnede fraktion (digestat) på økologisk landbrugsjord.

Under WP 3 skal det således sikres, at der kan tilføres tilstrækkelige mængder KOD til etablering af forsøg med gødning fra anaerob udrådning af KOD på Renseanlæg Avedøre. Der gennemføres således beregning af KOD potentialemængder samt prognose for tilgang af KOD til forbehandling og bioforgasning.

Herunder er der stort fokus på at etablere et samarbejde med økologiske landmænd om at aftage gødningsproduktet til økologisk dyrkning, også på længere sigt. Behovet for økologisk gødning fra separat udrådning af KOD biopulp kortlægges således, og der udarbejdes samtidig en businesscase der skal belyse rentabiliteten i at udrådne KOD biopulp og afsætte udrådnet materiale til de økologiske landmænd.

Et sådant langsigtet samarbejde, spildevandsbranchen, affaldsbranchen og det økologisk landbrug imellem, kræver at der fra starten er fokus på at opnå den bedst mulige kvalitet af gødningsproduktet i forhold til kravene fra økologisk landbrug. Derfor er der under WP 3 også fokus på hvilke krav der stilles til kvalitet af gødningsproduktet ift. uønskede indholdsstoffer jf. den økologiske forordning krav.

I WP 3 undersøges det endvidere specifikt hvordan ledig rådnetankskapacitet på Renseanlæg Avedøre kan udnyttes til udrådning af KOD biopulp. Herunder undersøges det om der er synergieffekter ved at placere eventuelt forbehandlingsanlæg, til oparbejdning af KOD til KOD biopulp, på Renseanlæg Avedøre.

Under WP 3 skal selve testen af det resulterende gødningsprodukt fra den separate udrådning af KOD finde sted, herunder tolkning af resultater. Der er planlagt minimum to forsøg hos økologiske landmænd pr. år (forsøgsmarker) i vårbyg eller andet vårkorn, og forsøgene gentages over to år. Materialet (gødningsproduktet) til disse markforsøg genereres under WP 6, de første pilotforsøg med separat udrådning af KOD biopulp.

Selve forsøgene med udrådning af KOD biopulp varetages under WP 6, hvor separat udrådning af KOD biopulp demonstreres i pilotskala. Herefter opskaleres separat udrådning af KOD til enten Prototype II under WP6 (opskalering af pilotforsøg), men projektet gør sig forhåbninger om, efter de første pilotforsøg under WP6 at kunne implementere løsningen som fuldskalainstallation i en af de i alt 4 rådnetanke på Renseanlæg Avedøre. En fuldskalaimplementering håndteres under WP5.

Der udføres som sådan ikke pilotforsøg under WP 3, men WP 3, afhænger af pilotforsøget under WP 6, som genererer det økologisk gødningsprodukt til brug for test i markforsøgene. Fuldskalimplementeringen af separat udrådning af KOD biopulp varetages ligeledes ikke under denne arbejdspakke, men varetages under WP5, frigivelse af rådnetank. Det betyder, at der som sådan ikke er tekniske ændringer på Renseanlæg Avedøre i forbindelse med gennemførelse af WP3, men dette mere analyserende og strategiske arbejde der varetages under denne arbejdspakke kan afføde en række tekniske ændringer i en eller flere af de andre arbejdspakker, herunder særligt WP5.

5.4 WP 4 Næringssalte

Spildevand indeholder fosfor (P) og kvælstof (N) i betydelige mængder, og begge næringsstoffer er nødvendige i gødning for at drive intensivt landbrug, uanset om det er økologisk eller konventionelt landbrug. Og der er et øget behov for, at disse næringsstoffer returnere til jordbrugsproduktionen.

I dag fjernes kvælstof fra spildevand primært baseret på aerobe biologiske processer i alle danske renseanlæg. Herved 'tabes' omkring 70-80 % af det indkommende kvælstof til atmosfæren som fri kvælstof gas. Denne fjernelsesproces er energikrævende og kræver samtidig væsentlige mængder kulstof (COD). . Der findes i dag ikke bredt anvendte processer, der kan genvinde alt kvælstof fra spildevandet. Den del af kvælstoffet der ikke frigives til atmosfæren, indbygges i det aktive slam, der tages ud som overskudsslam. Praksis på Renseanlæg Avedøre er, at overskudsslammet, sammen med primærslammet fra forklaringstrinnet, udrådnes på rådnetankene. Under udrådning af primærslammet og overskudsslammet frigives en væsentlig del af det bundne kvælstof igen, og efter det udrådnede slam har gennemgået anaerob udrådning, slutafvandes det før forbrænding på Renseanlægs Avedøres forbrændingsanlæg. Den frigivne kvælstof- og fosformængde returneres med rejektvandet til det aktive slamanlæg hvor det indgår i fjernelsesprocessen på ny.

Demonstration af Anammox processen forventes at resultere i en mere stabil kvælstoffjernelse uden brug af kulstof. Herved vil det samlede behov for kulstof til kvælstoffjernelse minimeres yderligere og den mængde kulstof, der ellers ville være anvendt til kvælstoffjernelse i luftningstanken kan i stedet omsættes til energi i rådnetanken. Anammox processen er en forudsætning for øget kulhøst i råspildevandet, beskrevet under WP1. For at sikre en fuldstændig omsætning af kvælstof til frit atmosfærisk kvælstof inkluderes lattergas i moniteringen/styringen som beskrevet under WP2.

Fosfor kan alene fjernes ved indbygning i slammet eller ved kemisk fældning. Når slammet gennemgår anaerob udrådning frigives en del af den bundne fosfor, hvorfor denne er at finde i rejektvandet. Fosfor genvindes i dag på enkelte danske renseanlæg som struvit fra rejektvandet. Herfra kan en begrænset del af

fosforen (ca. 30 %) hentes og genanvendes. Det forventes, at den høstede fosfor fra rejektvandet vil kunne anvendes i økologisk landbrug.

Den øvrige mængde fosfor, vil efter anaerob udrådning, være at finde i slamfraktionen. Da proceduren på Renseanlæg Avedøre er, at afbrænde overskudsslammet, vil en væsentlig del af fosfor potentielt gå til spilde, med mindre fosforen fra asken kan genvindes og udnyttes. Netop genvinding af fosfor fra slamaske håndteres også under WP4.

I 2013 fandt DTU frem til, at metoden med elektrodialytisk separation i en 2-kammer celle med en kationselektiv membran (EDS), virker godt til opløsning af fosfor fra opslæmmet aske fra forbrænding af spildevandsslam. EDS rummer potentiale for en skalerbar proces, der kan udvinde fosfor uden tilsætning af store mængder syre og således adskiller sig fra de kendte metoder til udvinding af fosfor, som ofte kræver stor skala og tilsætning af store mængder syre.

5.4.1 Demonstration, pilotskala

WP 4 omfatter et pilotanlæg til elektrodialytisk separation af slamaske med henblik på fosforgenvinding. Før en opskalering af EDS-teknologien foretages en række planlagt forforsøg, der i pilotskala samt laboratorieskala, skal afklare elementer af det endelige design af et opskaleret anlæg. Forforsøgene vil fokusere på membranholdbarhed/membranproducent, karakteristik af metalrest for nærmere analyse af muligheder for genanvendelse, anvendelige slutafvandingsløsninger samt anvendelse af forskellige elektrodetyper og disses indvirkning på energiforbruget. Supplerende forsøg udføres i både laboratorie – og pilotskala og både hos Veolia i Frankrig og på DTU.

5.4.2 Fuldskala demonstration

Såvel fosforgenvinding fra askefraktionen som rejektvandsrensning ved Anammox teknologien skal demonstreres ved fuldskalaimplementeringer.

Der sigtes mod, på baggrund af pilotforsøgene, at implementere et storskala EDS anlæg, der kan behandle op mod 1/3 af BIOFOS årlige askeproduktion. Anlægget vil være modulopbygget, således at det let kan opskaleres efterfølgende til f.eks. at kunne behandle den samlede askefraktion fra Renseanlæg Avedøre.

I den samme pakke skal ydermere et fuldskala Anammox anlæg dimensioneres og installeres, således at den samlede rejektvandsstrøm på Renseanlæg Avedøre, kan håndteres i et og samme rejektvandsbehandlingsanlæg.

5.4.3 Tekniske ændringer

Følgende beskrives de tekniske ændringer der er en forudsætning for at kunne gennemføre fuldskala demonstrationen af hhv. genvinding af fosfor fra askefraktionen samt rejektvandsbehandling ved Anammox teknologien.

Til behandling af slamaske er der behov for etablering af en helt ny separat enhed til dette. Dette omhandler selve behandlingsanlægget, men i lige så høj grad, foranstaltninger til håndtering af den række fraktioner der er resultatet af behandlingsmetoden, herunder fosforfraktionen, metalfraktionen samt den behandlede slamrest og vand fra afvandingsproceduren. Den behandlede slamrest kan forventeligt nyttiggøres som byggemateriale.

For implementering af Anammox, er det nødvendigt at etablere et nyt volumen alene til dette formål, herunder tilhørende rørføring til og fra Anammox enheden, som skal håndtere rejektvand fra slutafvandingen samt returnere det behandlede rejektvand til indløbet før procestankene. Til selve Anammox enheden skal

etableres særskilt blæserinstallation, og anlægget i sin helhed skal have tilhørende måleinstrumenter, El/SRO og styringer.

5.5 WP 5 Frigive rådnetank

Mange renseanlæg i Danmark har rådnetanke, der ikke er optimalt udnyttede. Der vurderes således at der et uudnyttet potentiale på de danske renseanlæg med egne rådnetanke, som kan bidrage til øget energiproduktionen væsentligt.

Der er ingen tvivl om, at renseanlæg generelt gerne vil udvide produktionen af biogas. Mange rådnetanke på danske renseanlæg er i dag ikke 100 % udnyttet i forhold til, hvor meget gas der kan produceres i et givet volumen. Det største potentiale for at øge gasproduktionen vurderes at ligge i, at inddrage eksterne kilder til organisk materiale, herunder KOD eller industrielle restprodukter, som kilde til en øget biogasproduktion på de danske renseanlæg. Netop KOD som kilde til øget gasproduktion er centralt i dette projekt.

Under WP5 afprøves separat anaerob udrådning af KOD biopulp i fuldskala, på en af de i alt 4 rådnetanke, som Renseanlæg Avedøre i dag råder over. Såfremt den tilgængelige KOD masse ikke udgør en tilstrækkelig mængde til at fylde en hel rådnetank på 6.000 m^3, ønskes KOD mængden evt. kombineret med udvalgte industrielle restprodukter. Disse industrielle restprodukter skal optimalt set opfylde krav i de økologisk forordning, og være optaget på Bilag 1, således at den samlede udrådnet masse stadig kan afsættes til de økologiske landbrug. Separat udrådning af KOD giver således mulighed for at levere et meget efterspurgt gødningsprodukt som kan genanvendes som økologisk gødning på hos økologiske landbrug. På disse økologiske landbrug er det i dag ikke muligt at anvende spildevandsslam som hos de konventionelle jordbrug, da spildevandsslam ikke er optaget på bilag 1. separat udrådning af KOD kan derfor være en væsentlig gødningskilde for de økologiske jordbrug.

Denne arbejdspakke hænger i særlig grad sammen med WP3 og WP6, hvor WP6 favner de indledende erfaringer med separat udrådning af KOD biopulp og WP3 skal sikre, at der kan tilføres tilstrækkelige mængder KOD til fuldskala anaerob udrådning af KOD på Renseanlæg Avedøre. Realisering af WP5 er en forudsætning for en fuldskala demonstration af separat udrådning af KOD og dermed den cirkulære økonomi for KOD.

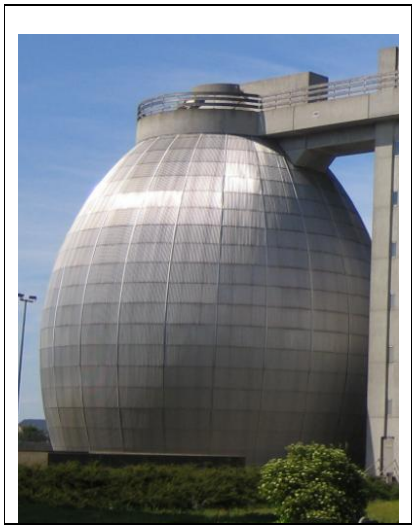
5.5.1 Demonstration, Pilotskala

WP5 indeholder ikke forsøg i pilotskala. Indledende pilotforsøg med separat udrådning af KOD biopulp gennemføres under WP6.

5.5.2 Fuldskala demonstration

Fuldskalademonstrationen er i overvejende grad afhængig af, at der er politisk enighed om at den indsamlede mængde af kildesorteret organiske affald fra Københavnsområdet håndteres og oparbejdes til KOD biopulp, med det formål at gennemføre en separat udrådning på Renseanlæg Avedøre.

Teknisk og økonomisk vurderes denne løsning at være bæredygtig, men politisk opbagning er således alt afgørende for at VARGA kan demonstrere anaerob udrådning af KOD i fuldskala.



Figur 8: Foto rådnetank Renseanlæg Avedøre

5.5.3 Tekniske ændringer

Følgende beskrives de tekniske ændringer der er en forudsætning for at kunne gennemføre fuldskala demonstrationen for separat udrådning af KOD.

Der arbejdes med etablering af en separat linje for udrådning af KOD biopulp, hvor KOD som udgangspunkt tænkes modtaget som KOD biopulp, altså hvor det allerede er forbehandlet andetsteds inden levering til Renseanlæg Avedøre.

Separat udrådning af KOD kræver at en, af de i alt 4 rådnetanke, tages ud til separat drift. Dette betyder at det er nødvendigt, at etablere separat rørføring til og fra denne rådnetanke. Ydermere kræver denne løsning, at der på tilløbssiden af rådnetanken, etableres modtagefaciliteter for KOD biopulp samt anlæg til hygiejnisering, varmegenvinding (varmevekslere) vekslere til varmegenvinding samt lagerkapacitet for udrådnet masse, biogødningen.

Biogødningen skal ikke afvandes efter den har gennemgået anaerob udrådning, men skal køres direkte til anvendelse på økologisk landbrugsjord, så den fulde mængde fosfor og kvælstof finder vej markerne, herved undgås også at Avedøre Renseanlæg belastes unødigt internt med næringsstoffer fra rejektvandet fra slutafvandingen.

Såfremt det under WP3 viser sig rentabelt at placere selve forbehandlingsanlægget, til oparbejdning af KOD til KOD biopulp, i umiddelbar nærhed til Renseanlæg Avedøre, skal overvejelserne omkring de tekniske ændringer også tages med i betragtning under WP5.

Hvis Renseanlæg Avedøre i fremtiden modtager KOD til separat udrådning, vil den resulterende ekstraproduktion af biogas skulle håndteres. Det estimere, at fuldskalaimplementering af KOD udrådning vil resultere i en merproduktion af biogas fra 2 til 5 mio Nm^3/årligt altså en stigning med en faktor 2,5. Biogassen fra udrådning af slam håndteres i dag ved ekstern opgradering på et dertil etableres opgraderingsanlæg. Såfremt anlægget ikke er kapacitetsmæssigt tilsvarende den nye merproduktion af biogas, forudsættes det at opgraderingsanlægget skal opskaleres. Hertil inkluderes resultaterne fra den gennemførte test af biologisk omsætning af kuldioxid ved brinttilsætning håndteret under WP6.

5.6 WP 6 separat udrådning af KOD, bioaugmentation og opgradering af biogas.

I dag sker en stor del af næringsstoftilførslen til de økologiske marker ved tilførsel af konventionel husdyrgødning. Som situationen er i dag, er manglen på gødning til økologisk drift årsagen til, at den økologiske vækst står i stampe, og det ser værst ud i Østdanmark, hvor tætheden i dyreenheder er faldende. KOD er en interessant næringsstofkilde og særlig interessant for økologerne, fordi KOD er anført på Bilag 1 i "Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion". Bilaget indeholder en liste over ikke-økologiske gødningsstoffer og jordforbedringsmidler, der er godkendt til brug i økologisk drift. På konventionelle biogasanlæg iblandes ofte større eller mindre mængder af produkter, der ikke er anført på bilaget, og så kan gødningsproduktet ikke anvendes økologisk. Som håndteringen af KOD ser ud i dag, er der derfor risiko for, at størstedelen af KOD finder vej uden om økologisk landbrug. Af den grund efterspørges det fra økologerne, at der i fremtiden tilbydes løsninger, hvor KOD håndteres separat og dermed kan finde vej til det økologiske landbrug. Her kan en renseanlægsløsning med separat udrådning på rådnetank være særdeles interessant for økologerne. WP 6 er således med til at demonstrere synergier ved samarbejde om udnyttelse af ressourcer på tværs af vand-, affalds- og landbrugssektoren.

Arbejdspakke 6 har derfor til formål, at demonstrere separat udrådning af biopulp fra KOD. Herunder demonstreres anvendelse af bioaugmentation ved udrådningsprocessen således, at den mikrobiologiske population tilvænnes høje koncentrationer af ammonium, således at inhibering af udrådningsprocessen undgås/minimeres. Desuden demonstreres biologisk opgradering af den producerede biogas (Metanisering).

Dette gøres gennem indledende pilotforsøg og senere opskalering til enten fuldskala (Fuldskalademonstration håndteres under WP5) eller alternativt i et opskaleret pilotforsøg.

5.6.1 Demonstration, Pilotskala

Separat udrådning af KOD biopulp, bioaugmentation og den biologiske opgradering af biogas demonstreres indledningsvist i pilotskala. Udrådningen, bioaugmentationen og opgraderingen af biogas foregår i dertil konstruerede prototype som er placeret på Renseanlæg Avedøre. Placering af pilotanlægget fremgår desuden af dispositionsplanen bilag 5.

Pilotanlægget består af i alt 3 containere. Den ene container indeholder selve udrådningsvolumenet i form af en miniudgave af en rådnetank, samt et mindre opgraderingsanlæg. Den anden container rummer et volumen til indfødning af KOD biopulpen, hvor biopulpen holdes homogen og omrørt før den automatiske indfødning. Den tredje og sidste container er en kølecontainer, som dels tjener til at holde den anskaffede KOD biopulp ved en fast lav temperatur så omsætningen ikke påbegyndes inden udrådning på rådnetanken, dels som opbevaring af den udrådnede KOD biopulp (den økologiske gødning) således der ikke sker yderligere omsætning/gasdannelse inden udbringning på landbrugsjord/testmarker.



Figur 9: Foto af DTU's pilotanlægget som anvendes å Renseanlæg Avedøre.

Den producerede biogas opgraderes ved anvendelse af en ny teknologi til biologisk omsætning af kuldioxid ved brinttilsætning med slutproduktet methan. Hertil anvendes en membran til overføres af brint til vandfasen, hvor dette reagerer med kuldioxid og danner metan.

5.6.2 Fuldskala demonstration

Erfaringerne fra de indledende pilotforsøg skal kvalificere og give input til et optimeret design i fuldskala, hvor en af Renseanlæg Avedøres i alt 4 rådnetanke, med hvert et volumen på 6.000 m^3, ønskes taget i brug til separat udrådning af KOD biopulp fra København og oplandet omkring København.

Hvis det skulle vise sig, at der ikke er tilstrækkeligt med tilgængeligt biopulp til at gennemføre en fuldskala implementering indenfor fyrtårnsprojektets tidsramme etableres, som alternativ til fuldskalaimplementering, i stedet en Prototype II, hvor kapaciteten i forhold til Prototype I opskaleres med en faktor 10. Såvel implementeringen af hhv. Prototype II som fuldskalaimplementeringen beskrives særskilt under WP5.

5.6.3 Tekniske ændringer

Da WP6 alene omhandler pilotfasen er der ikke egentlige tekniske ændringer på anlægget i denne forbindelse. De tekniske ændringer relateret til en fuldskalaimplementering er beskrevet under WP5.

6 Arealdisponering

For at skabe et overblik over arealdisponeringen efter Renseanlæg Avedøre er omdannet fra konventionelt renseanlæg til et Vandressource genvindingsanlæg, er placeringen af hver enkelt VARGA teknologi under WP1-WP6 angivet på dispositionsplanen. Dispositionsplanen fremgår af bilag 5.

Dispositionsplanen illustrerer følgende:

- For WP1 fremgår dels placering af Salsnes pilotanlæg samt Salsnes fuldskalaanlæg.
- For WP2 er det illustreret i hvilke linjer, N_2O målerne er implementeret.
- WP3 som særskilt arbejdspakke er ikke illustreret på dispositionsplanen, da markforsøgene gennemføres andetsteds.
- For WP4 er placeringen af Anammox fuldskalaanlægget illustreret.
- For WP5 er den forventede placering af modtage- og lagerfaciliteter til håndtering af KOD biopulp illustreret, herunder er den dedikerede rådnetank til formålet markeret.
- For WP6 er placeringen af pilotanlægget angivet. For fuldskala henvises til WP3.

7 Forventede miljømæssige, energireducerende og økonomiske ændringer

Til vurdering af ændringer i driften af RA, som følge af implementering af teknologier og tiltag afledt af VARGA er opstillet dels en massebalance og dels en miljøkortlægning for RA for 2025 med og uden VARGA, se bilag 2a,2b og 2c. Disse er dokumenter er genereret ud fra anvendelse af de belastningsmæssige forhold i 2025, jf. afsnit 3.4.

I forbindelse med opstilling af massebalancen og miljøkortlægningen er anvendt en række erfaringsmæssige og teoretiske nøgleparametre, som tager højde for den potentielle effekt ved implementeringen af teknologier og tiltag i VARGA. Det er hensigten af disse nye nøgleparametre skal eftervises i de forskellige WP'er og indgå som en dokumentation for værdien af transformering fra et renseanlæg til et ressource genvindingsanlæg.

7.1 CO_2-balance

Et af BIOFOS helt centrale mål er, at blive CO_2-neutrale. Det giver derfor stor værdi for dels BIOFOS og for dels VARGA projektet, at illustrere hvad VARGA forventes at bidrage med i relation til CO_2-balancen for anlægget.

I det følgende er CO_2-balancen for RA fremskrevet for 2025 med den forventede øgede spildevandsbelastning både med og uden implementering af VARGA-projektet. Differencen mellem de to fremtidsscenarier afspejler således den forventede effekt, der er direkte kan associeres med implementeringen af VARGA.

Nærværende CO_2-balance er indledningsvist knyttet til relativt få parametre, dog vurderes de valgte parametre at udgøre de overvejende faktorer i vurderingen af CO_2-belastning på RA. Det er i denne indledende vurdering af CO_2-balance valgt ikke at fremskrive emissionsfaktorerne, således er CO_2-beregningerne direkte relateret til baslineniveauet.

I forbindelse med fremskrivningen af CO_2-balancen er der ikke lavet en evaluering af varmesalg og -køb. Køb og salg af varme er et resultat af outputtet fra slamforbrændningen, biogasmotoren og kedlerne samt det interne procesvarmebehov. Det forventes at biogasmotoren i fremtiden tages ud af drift, og at det meste af biogassen fremadrettet afsættes direkte på naturgasnettet. Når biogasmotoren tages ud af drift vil den overordnede varmeproduktion falde markant, hvilket gør det besværligt at estimere hvad det resulterende behov og forbrug bliver. I forbindelse med CO_2-fremskrivningen antages det derfor, at der hverken indkøbes eller sælges fjernvarme, dette betyder at energi outputtet fra slamforbrændingen, teoretisk set skal dække det interne behov (slamtørring og opvarmning af rådnetanke mv.), hvilket ikke er urealistisk, da der vurderes at være tilstrækkeligt med energi i slammet, såfremt systemet optimeres med dette formål. System som det ser ud i dag, er ikke tilstrækkeligt til at producere nok varme i forhold til behovet. Det vurderes desuden, at varmebehovet bliver det samme i begge fremtidsscenarier, hvorfor dette vil have marginal betydning på differencen mellem de to fremtidsscenarier.

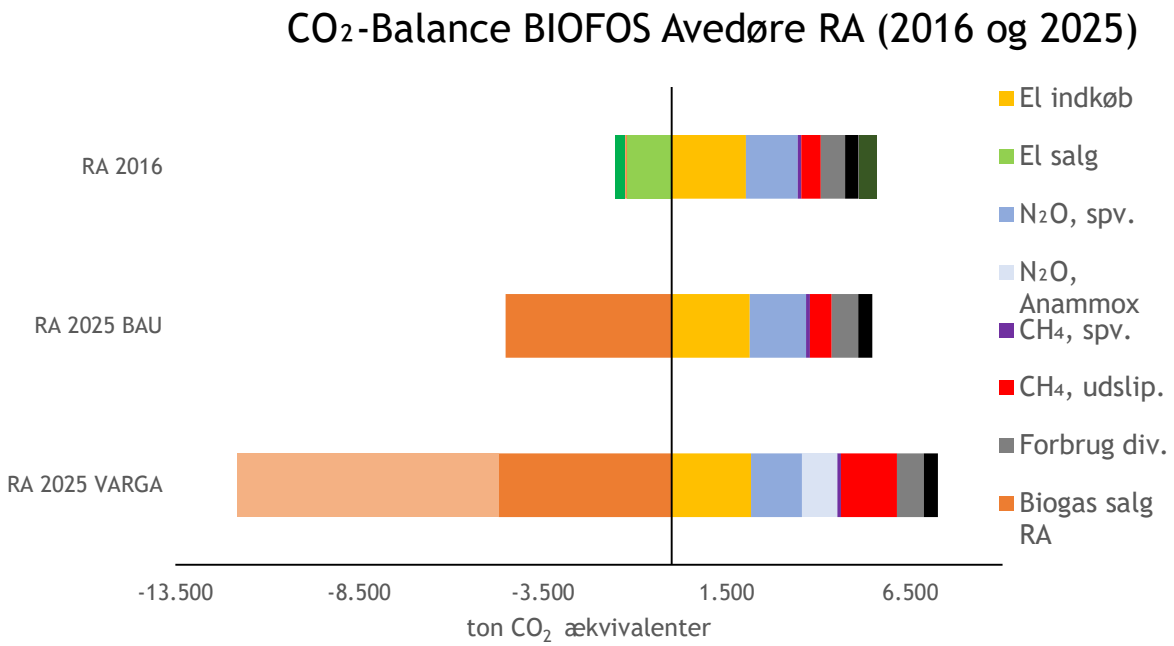
Det antages, at det interne olie og gasforbrug (kedler og ovn) stiger proportionalt ift. den øgede mængde slam, der forbrændes. CO_2-belastningen i forbindelse med transport af slam tages ikke med, da den i 2016 udgør en minimal andel af den totale CO_2-opgørelse. Endvidere antages det, at der i 2025 ikke fakkeleres gas, da det forventes at afsætningsmulighederne på naturgasnettet er gode, den fakkelerede gasmængde svarede i 2016 til 14 % af den totale produktion.

I forbindelse med det fremtidige salg af gas, inkluderer salget den associerede ret til at deklarere biogassen som VE-energi i forbindelse med videre salg eller forbrug. Dette betyder reelt set at klimagevinsten ved produktionen ikke bør figurere som en del af BIOFOS officielle CO_2-regnskab. Dette taget i betragtning, bør den klimamæssige gevinst stadig være en evalueringsparameter, da en øget biogasproduktion netto er gavnlig for klimaet. Det er af denne årsag, i forbindelse med nærværende CO_2-opgørelse, valgt at medtage den gavnlige klimaeffekt af biogassalget som en evalueringsparameter.

Lattergasemissionen er estimeret på baggrund af tidligere lattergasmålinger på Renseanlæg Lynetten, hvor udledningen var målt til 0,04 % af den fjernede mængde kvælstof (indløb – udløb). I forbindelse med fremskrivning er lattergasemmissionsfaktoren korrigeret, sådan at den relateres til den nitrificerede mængde i stedet for den omsatte mængde kvælstof. Denne korrigering er fortaget, da VARGA implementeringen forventes at medføre en ændring af spildevandssammensætningen, efter der er gennemført forfiltrering. Lattergasemissionen fra Anammox processen er fastsat på baggrund af observerede emissionsrater i litteraturen.

I litteraturen er lattergasmålinger fra forskellige anlæg meget divergerende, hvor den observerede emission kan variere med op til en faktor 100. Lattergasemissionsfaktoren er ikke processpecifik, og der skelnes derfor ikke mellem lattergasemission fra hhv. Anammox baserede anlæg eller aktivslamanlæg. Dette betyder, at den estimerede lattergasemission må antages, at være behæftet med en vis usikkerhed. Fastsættelse og optimering af lattergas udledningen er netop et af delmålene i VARGA-projektet (WP2).

Figur 10 illustrerer CO_2-balancen for Avedøre renseanlæg i 2016, samt de to fremskrevne fremtidsscenarier med (RA 2025 VARGA) og uden (RA 2025 BAU) implementeringen af VARGA-projektet. Negative værdier svarer til en reducering af den CO_2 inducerede klimapåvirkning, hvor de positive værdier svarer til en CO_2 forøgelse i atmosfæren. Forbrug div. er CO_2 ækvivalenter omregnet fra følgende forbrug: Lud, kalk, polymer og fældningskemikalier.



Figur 10: CO2-balancen for Avedøre renseanlæg i 2016, samt de to fremskrevne fremtidsscenarier med (RA 2025 VARGA) og uden (RA 2025 BAU) implementeringen af VARGA-projektet.

Resultatet i ovenstående graf er angivet i nedenstående tabel, de to fremskrevne scenarier er fratrukket hinanden således at effekten ved implementeringen af VARGA fremgår. Tabel 6 opsummerer resultatet af de 3 CO_2-balancer. Endvidere er den klimamæssige effekt af implementeringen af VARGA vist.

Tabel 6: Resultater af 3 CO_2-balancer

	ton CO2-ækv/år
RA 2016	4.055
RA 2025 BUA	941
RA 2025 VARGA	-4.574
Effekt af VARGA	-5.515

I henhold til Tabel 6 ses det således, at klimaet påvirkes i en positivretning, med en effekt der svare til en reduktion på 5.515 ton CO_2 ved implementeringen af VARGA.

Senere i projektet inddrages LCA som værktøj, hvor der i evalueringen medtages langt flere parametre.

7.2 KOD

Et centralt element iVARGA er behandling af KOD, hvilket indgår i tre arbejdspakker hhv. det strategiske forarbejde og den videre genanvendelse af den udrådnede fraktion på økologisk landbrugsjord (WP3), frigivelse af rådnetanksvolumen (WP5) samt separat udrådning af KOD (WP6). Der er til opstilling af massebalancer (bilag 2,2, og 2c) og miljøkortlægningen (bilag 3a,3b og 3c) anvendt følgende antagelser omkring KOD mængder og sammensætning.

I forhold til de forventede miljømæssige og energimæssige ændringer som VARGA vil medføre er det interessant at kigge på hvad indsamlingspotentialet for KOD er i oplandet til Renseanlæg Avedøre. I

oplandet til Avedøre Renseanlæg, indsamler dels Vestforbrændingen og dels ARC kildesorteret organisk dagrenovation ude hos forbrugerne. I prognosen for hvor meget KOD der kan indsamles er der kigget på dels oplandet hørende under Vestforbrændingen og dels ARCs opland. I scenarierne for VARGA er der anvendt nedenstående prognose og sammensætning af for KOD:

KOD:

- Mængde KOD til rådighed: ca. 50.000 ton/år
- Tørstofindhold KOD: 30 % TS

KOD biopulp:

- Mængde KOD biopulp efter forbehandling og fortynding: ca. 100.000 ton/år
- Tørstofindhold i KOD biopulp efter forbehandling og fortynding: 12 % TS

KOD karakteristika:

- Kvælstofindhold i KOD biopulp. 3 % af TS
- VS indhold i KOD: 85 % af TS
- VS omsætning. 85 %
- Biogaspotentiale: 340 Nm3 biogas/ton VSred
- Metanindhold biogas: 60 %

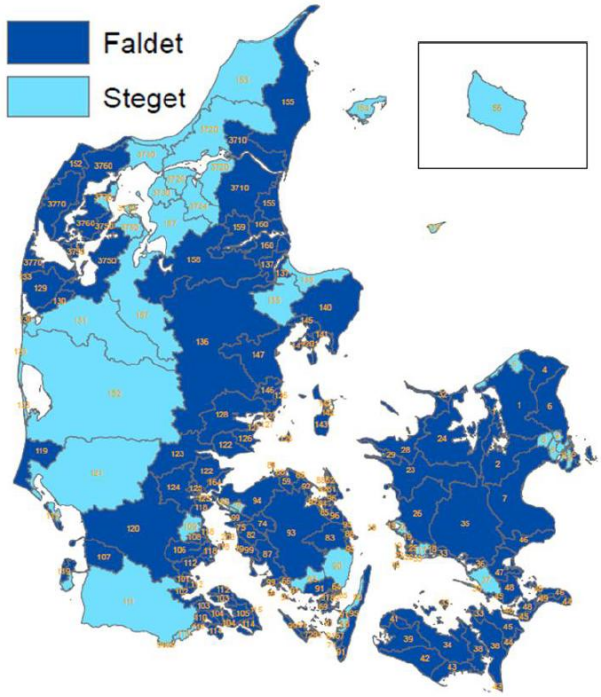
Resulterende biogødning:

- Mængde biogødning: ca. 100.000 ton/år
- Tørstofindhold biogødning. Ca. 4 % TS
- Kvælstofindhold: 3,6 kg N/ton biogødning

Da KOD biopulp ikke påtænkes afvandet efter udrådning på rådnetanken, er den resulterende mængde biogødning, lig den indkomne mængde KOD biopulp. Med en samlet mængde KOD biopulp på 100.000 ton/år er der en opholdstid i rådnetanken på ca. 22 dage.

7.3 Gødning til økologisk jordbrug

Forbruget af økologiske produkter i Danmark stiger, og der er ikke noget, der tyder på, at forbrugernes efterspørgsel aftager. En øget efterspørgsel sætter krav til øget økologisk produktion, og dermed helt naturligt et øget krav til næringsstoffer, som økologerne må anvende på deres marker. Af de næringsstoffer, der eksporteres fra de økologiske marker til danskernes spisebord, returneres kun en lille andel til de økologiske marker. I dag sker en stor del af næringsstoftilførslen til de økologiske marker ved tilførsel af konventionel husdyrgødning. Som situationen er i dag, er manglen på gødning til økologisk drift årsagen til, at den økologiske vækst står i stampe, og det ser værst ud i Østdanmark, hvor tætheden i dyreenheder er faldende (se kort herunder, Miljøstyrelsen, 2014).



Figur 11: Stigende/faldende dyreenheder

Særligt økologerne i Østdanmark mangler næringsstoffer. Derfor kan tilbageførslen af KOD, efter energiudnyttelse på rådnetank, være afgørende for udbredelsen af økologisk landbrug. Dette vil dog kræve en særskilt udrådning af KOD, idet slam ikke accepteres af økologiske bønder som økologisk gødning. KOD er en interessant og endda meget efterspurgt kilde for økologer, hvilket gør netop denne niche af landmænd til interessenter, når der skal træffes beslutning om, hvordan KOD skal håndteres og hvilken metode, der er mest rentabel for forsyningen. De økologiske landmænd kan blive en interessant samarbejdspartner for forsyningerne.

Separat udrådning af KOD biopulp med afsætning til økologer er interessant for forsyningerne af flere grunde. Dels belastes renseanlæggets biologi ikke med kvælstof og fosfor fra rejektvandet, da den udrådnede KOD biopulp ikke afvandes inden bortkørsel, dels belastes renseanlæggets slamhåndtering ikke med KOD biopulpen. Sidst men ikke mindst er der i dag en markant stigende efterspørgsel efter næringsstoffer til det økologiske landbrug, hvor økologerne kun i dag har få eller ingen gode alternativer.

KOD er en interessant næringsstofkilde og særlig interessant for økologerne, fordi KOD er anført på Bilag 1 ”Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion”. Bilaget indeholder en liste over ikke-økologiske gødningsstoffer og jordforbedringsmidler, der er godkendt til brug i økologisk drift. På konventionelle biogasanlæg iblandes ofte større eller mindre mængder af produkter, der ikke er anført på bilaget, og så kan gødningsproduktet ikke anvendes økologisk. Som håndteringen af KOD ser ud i dag, er der derfor risiko for, at størstedelen af KOD finder vej uden om økologisk landbrug. Af den grund efterspørges det fra økologerne, at der i fremtiden tilbydes løsninger, hvor KOD håndteres separat og dermed kan finde vej til det økologiske landbrug. Her kan en renseanlægsløsning med separat udrådning på rådnetank være særdeles interessant for økologerne.

8 Økonomiske forhold

I dette afsnit sammenfattes investeringsbehovet forbundet med implementering af teknologierne indeholdt de 6 arbejdspakker samt en oversigt over forventede driftsmæssige besparelser.

Tabel 7 Oversigt over investeringsbehov

Arbejdspakke	VARGA budget Mio Dkr.	Tilskud MST Mio Dkr.	Bemærkning
WP 1 Kulstofhøst			
VARGA indhold	15,126		
Bygning i stedet for telt			Ændring til permanent anlæg
Vakuum på filtre			Nyt tiltag
Pulper			Ikke inkluderet
Rådgivning, ED			Permanent anlæg og BIOFOS projektmodel
Sum, WP1	15,126	6,352	
WP 2 Lattergas minimering			
VARGA indhold	1,1618	0,594	
WP 3 Værdikæde KOD			
VARGA indhold	1,368	0,575	
WP 4 Næringssalte			
VARGA indhold	20,485	7,988	
WP 5 Frigive Rådnetank			
VARGA indhold	39,596	1,823	
WP 6 Biogas Opg.			
VARGA indhold	2,059		
WP 7 Sammenfatning			
VARGA indhold	1,307	0,369	
WP 8 PL & Formidling			
VARGA indhold	2,764	0,737	
Sum	84,321	19,013	

Opgørelse af investeringsomkostninger, opnået driftsbesparelse/indtægter samt miljømæssige påvirkninger af implementering af teknologier indgår i arbejdet, som er udført i WP 7. Herunder er vist et eksempel på hvorledes et tiltag implementeret i WP1 påvirker andre arbejdspakker. Der henvises til Maria Faragó et al. /2/ for detaljeret information om dette omfattende arbejde med vurdering af miljømæssige og økonomiske påvirkninger af implementering af teknologierne i VARGA.

Tabel 8 Oversigt over ændringer i driftsomkostninger i WP1

Drift kr./år	PIX 118	Polymer	Metangas	El forbrug beluftning	El forbrug andet	Varme energi rådnetanke	Service	Reservedele	Total
Enhedspris	kr./t	kr./kg	kr./Nm³ CH_4	kr./kWh	kr./kWh	kr./kWh	kr./time	kr./år	kr./år
	1.000	33	4,5	0,55	0,55	0,19	525		
Uændret	1.238.000	2.534.400	-10.260.000	1.404.150	0	1.785.050	94.500	250.000	-2.953.900
WP 1 50 % til forfiltre, primærslam fra filtre 6 % TS	1.285.000	3.016.200	-11.070.000	1.307.350	192.500	1.539.000	94.500	210.000	-3.425.450

Som det fremgår af Tabel 8 så bidrager implementering af kulstofhøst alene med besparelse i driftsomkostninger på ca. 470.000 årligt. Der forefindes velfungerende forklaringstanke på renseanlæg Avedøre og den mængde ekstra kulstof, som kan høstes, udgør ca. 10%. Endvidere foretages kun forfiltrering på ca. 50% af det indkommende flow. Forfiltrering øger samtidig forbruget af både energi og polymer, hvorfor den samlede driftsbesparelse i denne applikation er derfor relativ lav.

Værdien ved kulstofhøst i denne applikation, udgøres af en ekstra kapacitet på renseanlægget svarende til ca. 47.000 PE samt at der ved forfiltrering opnås en afvanding af primærslam til 5-6% TS. Værdien af 47.000 PE i form af et volumen af luftningstanke på 8.550 m^3 er estimeret til 17,7 mio Dkr.

Værdien af afvanding af 50% af primærslammet til 5-6 %TS udgøres af muligheden for frigivelse af en rådnetank, som kan benyttes til separat KOD udrådning, hvilket bidrager med en markant forøgelse af methanproduktionen fra separat KOD udrådning, hivlket er estimeret til 13,5 mio Dkr. Årligt.

9 Referenceliste

/1/ Biofos Udbygningsplan 2025.

/2/ Maria Faragò, Anders Damgaard, Jeanette Agertved Madsen, Jacob Kragh Andersen, Dines Thornberg, Mikkel Holemen Andersen, Martin Rygaard 2021 *"From wastewater to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation"* Water Research 204 (2021) 117554.

Bilag 2

VARGA WP1 Kulstofhøst

VARGA
WP1 - Salnes pilotforsøg

1. november 2017
(Revision 1)

Udarbejdet til:
BIOFOS

Udarbejdet af:
EnviDan A/S
Rasmus Flagstad
E-mail: raf@envidan.dk
Direkte tlf.: 60637271
Projektnavn: VARGA
Projektnr.: 1170107-01
Kvalitetssikring: Jeanette Agertved Madsen / Mette Risum Mikkelsen

Fuglebækvej 1A • DK-2770 Kastrup • Tlf.: +45 32 50 79 44 • www.envidan.dk • CVR 18 33 43 05

Indholdsfortegnelse

1. Introduktion 3
2. Pilotforsøg på RA 3
3. Resultater 6
3.1 Analysevariation. 6
3.2 Evaluering af rensegrad ved forskellige filterniveauer uden polymerdosering. (WP1, WP7 og WP15) 7
3.3 Evaluering af SS-rensegrad ved polymer tilsætning (WP12 og WP13 WP14 og WP5) 7
3.4 Filterresponse ift. tørstofsbelastning. 8
3.5 Primærfiltrering 8
3.5.1 Filterresponse ved primærfiltrering 8
3.5.2 Rensegrad (SS) ved primærfiltrering. 9
3.5.3 Slamkoncentration fra filteret. 10
3.6 Forsøg med bioslam 11
3.7 Resultater opsummeret 11
3.7.1 Afvandingskvalitet 11
3.7.2 Rensegrad 12

Bilagsfortegnelse

Bilag 1 **Forsøg beskrivelse**
Bilag 2 **Testplan, udfyldt**
Bilag 3 **Beltspeed WP1.1-7**
Bilag 4 **Beltspeed WP1.10-15**
Bilag 5 **Filter flow WP1.1-7**
Bilag 6 **Filter flow WP1.10-15**
Bilag 7 **Filter level WP1.1-7**
Bilag 8 **Filter level WP1.10-15**

1. Introduktion

I denne rapport opsummeres resultaterne fra pilotforsøget, med forfiltrering af spildevand på et SalnesFilter. Forsøgene blev udført i september og oktober 2017, på renseanlægget Avedøre (RA), som et led i VARGA-projektet.

2. Pilotforsøg på RA

Forud for udførelsen af pilotforsøgene blev der udarbejdet en forsøgsplan, hvor de driftsmæssige parametre for filteret blev fastlagt, samt hvordan det tilledte spildevand skulle behandles. Filterparametre samt behandling af det til filteret tilledte spildevand er i det følgende opsummeret. Forsøgsplanen er vedlagt som bilag 1.

Filterparametre

- Flow.
- Filterniveau (væskestanden i filteret).
- Vakuum sug.
- Afvanding med skruepresse.

Behandling af det tiledte spildevand

- Råspildevand – Ingen polymerdosering
- Råspildevand med polymerdosering.
- Råspildevand med bioslamsdosering.
- Råspildevand med bioslam- og polymerdosering.

De enkelte forsøg blev udført over en kort periode af 15 til 65 minutters varighed. Den gennemsnitlige forsøgslænge er ca. en halv time. Ud over de korte forsøg blev der udført 3 længere forsøg på hver 5 timer. Forsøgene er opdelt i 15 forsøgsblokke med 1-9 delforsøg. I hver forsøgsblok er forbehandlingsmetoden fastholdt, hvor enten graden af forbehandlingen eller filterparametrene varierer mellem forsøgene i blokken. Kun én behandlings- eller filterparameter er ændret per forsøg. Forsøgsplan er vedlagt som bilag 2.

Forud for forsøgene var det meningen, at der skulle udføres jar-test med forskellige polymertyper. Disse test blev dog ikke udført, da der var problemer med at fremskaffe polymer ved forsøgsopstart. Der blev kun anvendt en polymertype til forsøgene. Den optimale polymerdose blev fastsat af driftpersonalet ud fra en visuel observering ved tilsætning. Driftspersonalet observerede ikke en klar flokdannelse ved anvendelse af den aktuelle polymer, men nærmere en grødet effekt ved polymertilsætningen. Dette indikerer at den anvendte polymer ikke er optimal i forhold til spildevandet på Avedøre, og at en anden mere velegnet type vil resultere i bedre filtreringsresultater

Forsøgsblok 8 og 9 (med bioslam), jf. forsøgsplanen, blev ikke udført til fordel for forsøgsblok 13, 14 og 15, som er længerevarende forsøg af 5 timers varighed.

Tabel 1: Oversigt over de udførte forsøg.

Forsøgsbloke	Del-prøver	Beskrivelse
WP1-1	9	Varierende flow, varierende filterniveau.
WP1-2	9	Varierende flow, varierende polymerdosering.

WP1-3	3	Varierende flow, fast polymerdosering, vakuumsug.		
WP1-4	2	Fast flow, varierende polymerdosering, vakuumsug.		
WP1-5	3	Varierende flow, afvanding skruepresse		
WP1-6	3	Varierende flow, fast polymerdosering, afvanding skruepresse		
WP1-7	2	Fast Flow, varierende bioslamsdosering,		
WP1-10	3	Fast flow, fast bioslamsdosering, Varierende polymerdosering til bioslam. Bioslam doseret til indløbsrør (kort kontakt tid mellem bioslam og polymer)		
WP1-11	3	Fast flow, fast bioslamsdosering, Varierende polymerdosering til bioslam. Bioslam doseret til indløbstank (lang kontakt tid mellem bioslam og polymer)		
WP1-12	3	Fast flow, fast bioslamsdosering, Varierende polymerdosering til bioslam. Bioslam doseret til indløbstank (lang kontakt tid mellem bioslam og polymer), vakuumsug		
WP1-13	1	Fast flow	5 timers varighed	Polymerdosering
WP1-14	1			Polymerdosering, vakuumsug
WP1-15	1			

Følgende prøver blev udtaget for hvert forsøg.

- Råspildevand før filteret og tilsætning af polymer eller bioslam.
- Filtrat (det filtrerede spildevand på bagsiden af filteret)
- Slammet fra filteret.

Råspildevand- og filtratprøver blev løbende udtaget tidsproportionalt med autosamplere (hvert 5 min. Prøver fra hvert forsøg blev sendt til analyse. Alt slam fra filteret/skruepressen blev opsamlet i en balje. Slammet blev ved forsøgets afslutning manuelt homogeniseret, og der blev udtaget en delprøve, som blev sendt til analyse.

På slamprøverne blev der kun målt TS%, hvor der på råspildevandet og filtratet blev udført følgende analyser:

Tabel 2: Oversigt over analyseparametre. **A**: udført ved alle forsøg, **B**: Kun udført 1-2 gange per forsøgsblok. **C**: Kun udført 3 gange for at teste det indkommende råspildevand.

	TCOD	FCOD	SS (TS%)	TN	N-NH4	TP	Fedt
Råspildevand	A	A	A	B	B	B	C
Filtrat	A	A	A	B	B	B	-

Driftsparametrene for filteret blev logget. Dette blev gjort af driftspersonalet fra Salnes. Følgende driftsprametre blev logget på alle forsøg:

- Middel flow til filteret (l/s).
- Filterniveau: setpunkt.
- Interval for båndhastigheden.
- Polymertilsætning: setpunkt.
- Bioslamsdosering: setpunkt.
- Polymertilsætning til bioslam: setpunkt.
- Start/stop tidspunkt for forsøg.

Ud over de manuelle logninger, er driftsparametrene for filterets SRO-log blevet opsummeret. I SalsnesFilteret logges der driftsdata hvert andet sekund. Driftsdata er efter forsøgenes udførelse blevet trukket ud på et USB stik. Ud fra de angivet forsøgsintervaller (tidspunkter) er SRO-data opsummeret. Følgende driftsparametre er opsummeret fra SRO-loggen.

- Flow til filteret
- Båndhastighed
- Filterniveau
- Bioslamsdosering

Middelværdierne for de ovenstående parametre er angivet i resultatarket. I bilag 3-8 er variationen i driftsdata illustreret med standard boxplots: boxen svarer til kvartil q1 og q3 (50% af observationerne), og baren strækker sig til maks/min værdien. Hvis værdier (maks/min) overstiger 1.5*(q3-q1) strækker baren sig til denne værdi, og de overskredne målinger er plottet som outliers.

Flowet til filteret, som er registeret i logbogen samt det, der er opsummeret via SRO-loggen, er ens. Båndhastigheden er i logbogen angivet som et interval, hvor det i opsummering fra SRO-loggen er en middelværdi. Det målte filterniveau (SRO-data) er i forsøgsblokkene WP1-3,- 4,- 7,- 13, -14, og -15, markant forskellige fra det, der er angivet i logbogen. Bioslamsdoseringen fra logbogen stemmer overens med det, der er opsummeret fra SRO-loggen.

3. Resultater

3.1 Analysevariation.

I forbindelse med laboratorieanalyser har der især på COD parameteren (tilløb) været stor variation på tripple bestemmelserne for den enkelte prøve. SS-analyserne varierer i mindre grad, dog er der enkelte analyser hvor tripple bestemmelserne for den enkelte analyse varierer markant. I bilag 2 er de analyser, hvor der er markant variation mellem de enkelte analyser inden for samme prøve, markeret med orange. Analyseresultater, hvor værdierne er urealistisk høje, er markeret med rødt. Da COD-parameteren variere betydeligt, er de i forbindelse med den videre evaluering hovedsageligt fokus på SS-målingerne.

På basis af resultaterne fra pilotforsøget kan følgende SS og COD reduktioner over filtrene, samt TS % i primærslammet fra filtrene, forventes. Tal i rødt anses for fejlbehæftet:

Tabel 3 Opsummering af resultater med primærfiltrering.

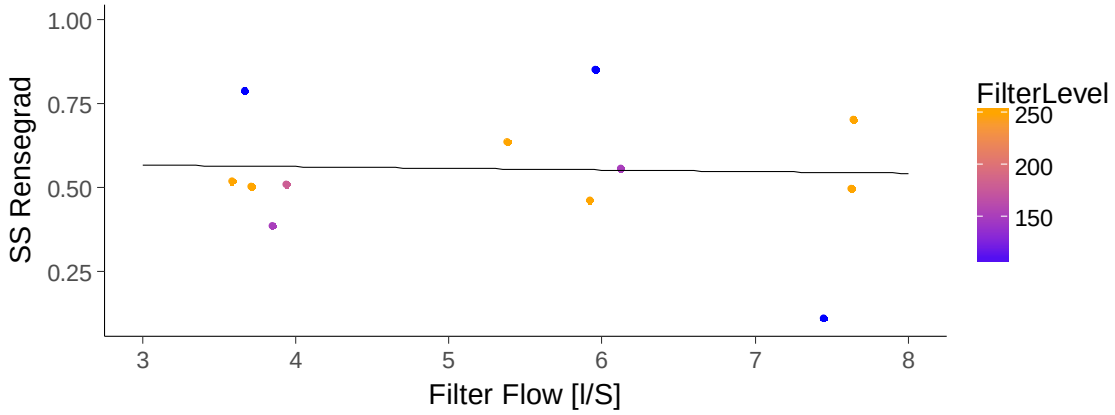
Hydraulisk belastning	Tilløbs-flow fraktil	Polymer dosering g/m³	Antal prøver	SS reduction %		COD reduction %		TS primærslam %		
				Interval	middel	Interval	middel	Opkonc.	Vakuum	Afvand
1.000 m³/h	Ca. 63 %	0	5	39 - 79	54	19 - 37	26	7,13 - 8,73 (4)		28,98 (1)
		0,6	1		83		52	5,91 (1)		
		0,9	3	53 - 68	58	39 - 76	52	6,8 (1)	11,61 (1)	31,5 (1)
		1,2	3	63 - 77	70	36 - 74	56	6,8 - 7,32 (2)	13,57 (1)	
1.500 m³/h	Ca. 87 %	0	4	46 - 85	63	32 - 69	44	5,81 - 7,30 (3)		28,68 (1)
		0,6	2	66 - 70	68	41 - 85	63	5,95 (1)	12,63 (1)	
		0,9	3	54 - 64	59	29 - 42	35	5,10 (1)	15,09 (1)	43,32 (1)
		1,2	2	64 - 70	67	57 - 73	65	5,93 (1)	8,97 (1)	
2.000 m³/h	Ca. 97 %	0	4	50 - 70*	63	20 - 59	36	5,53 - 6,93 (3)		36,90 (1)
		0,6	1		52		65	3,28 (1)		
		0,9	3	62 - 81	75	35 - 65	53	4,51 (1)		34,37 (1)
		1,2	1		57		40	4,76 (1)		

*Test med 11 % SS red udeladt da anses for outlier (WP1.19)

Resultaterne i Tabel 3 er ikke entydige, og der er ikke nogen klar tendens til de forskellige behandlingers effekt. I det følgende evalueres driftsparametrene i sammenspil med rensegrader og TS % (slam), for derved at beskrive nogen mere symptomatiske tendenser på baggrund af de forskellige behandlingsmetoder.

3.2 Evaluering af rensegrad ved forskellige filterniveauer uden polymerdosering. (WP1, WP7 og WP15).

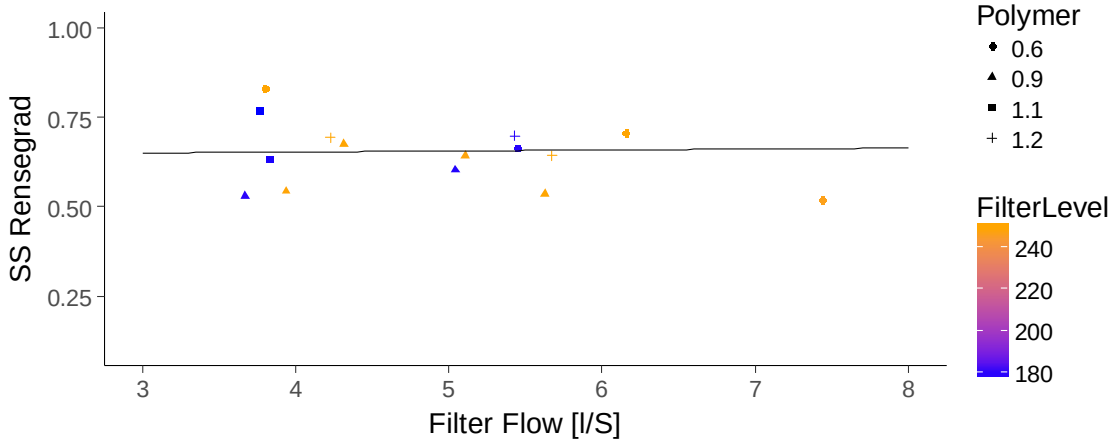
De to forsøg udført med lavt filterniveau (100 mm) ved flow på 4- og 6 l/s har en markant højere rensegrad end de resterende forsøg. I forsøget (WP119) udført ved 8 l/s er rensegraden dog ekstrem lav. Dette kan tyde på at der har været en fejlestimering på SS-målingen, da den er uhørt lav. Derudover ses der ikke umiddelbart nogen sammenhæng mellem flowet, rensegraden og filterniveauet. Rensegraden ligger i gennemsnit på 59% med en standart afvigelse på 14 (WP119 ikke medregnet). WP119 er taget ud af den videre evaluering.



Figur 1 SS rensegraden plottet mod filterflowet. Filter niveauet er angivet i mm. Forsøg er udført uden polymerdosering.

3.3 Evaluering af SS-rensegrad ved polymer tilsætning (WP12 og WP13 WP14 og WP5)

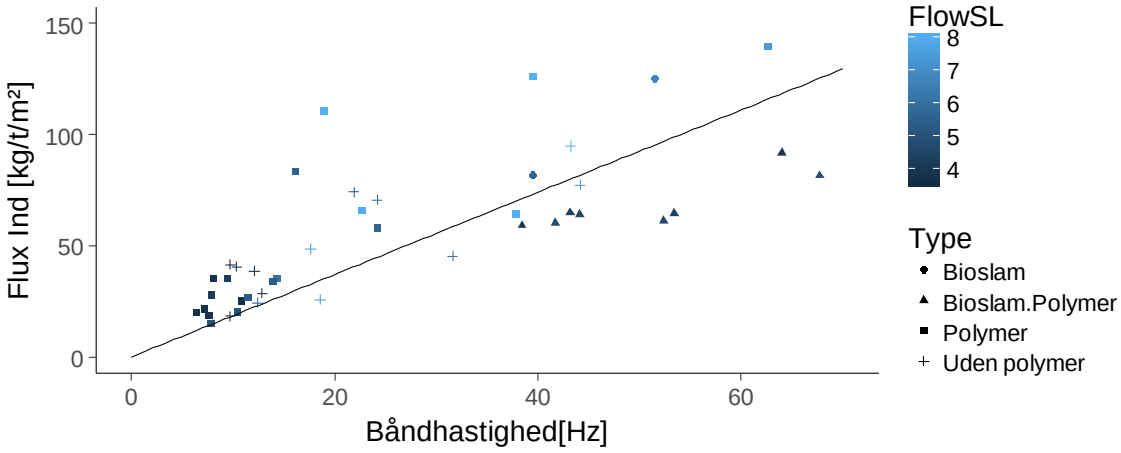
Alle forsøgene i forsøgs blok WP12, WP13, WP14, og WP16 er udført med polymerdosering ved varierende filterniveau. Der ses ikke umiddelbart nogen sammenhæng mellem mængden af polymerdosering, SS-rensegraden og flowet til filteret. Gennemsnittet for alle målingerne er 66% SS-rensegrad med en standard afvigelse på 10.



Figur 2: SS-rensegraden plottet mod filterflowet. Polymer angiver den aktuelle dosering i g/m3. Filter niveauet er angivet i mm.

3.4 Filterresponse ift. tørstofsbelastning.

Den indkommende flux til filteret (kg/t/m^2) er beregnet ud fra den målte koncentration af SS (mg/l), flowet til filteret (l/s) samt det aktive filterareal (0,25 m^2). Der er valgt en enhed, der relaterer sig til det aktive filterareal, sådan at værdierne er konverterbare til andre filtertyper. Som forventet ses en stigende båndhastighed ved stigende flux, da filteret skal arbejde hurtigere, jo mere SS det belastes med. Endvidere ses det, at flowet til filteret spiller en mindre rolle ift. båndhastigheden, dog har en stor andel af forsøgene med højt flow også en høj flux (hvilket er forventeligt). Det ses at ved forsøg, hvor der er tilsat bioslam, øges båndhastigheden betydeligt mere ift. den indkomne flux (punkterne ligger under kurven)

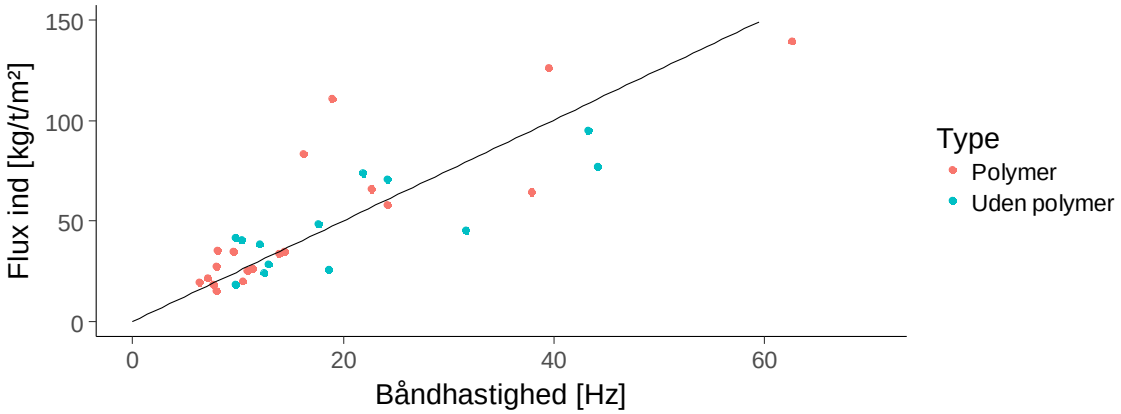


Figur 3: Illustrerer den indkommende flux plottet mod båndhastigheden for filteret. Type angiver, hvad der er tilsat til filteret under forsøget. FlowSL angiver flowet til filteret (l/s). Der er endvidere indsat en tendenslinje for indikation af sammenhæng mellem båndhastighed og den indkommende flux.

3.5 Primærfiltrering

3.5.1 Filterresponse ved primærfiltrering

På Figur 4 er den indkommende flux plottet mod båndhastigheden. Der er en lineær sammenhæng mellem den indkommende flux og båndhastigheden.

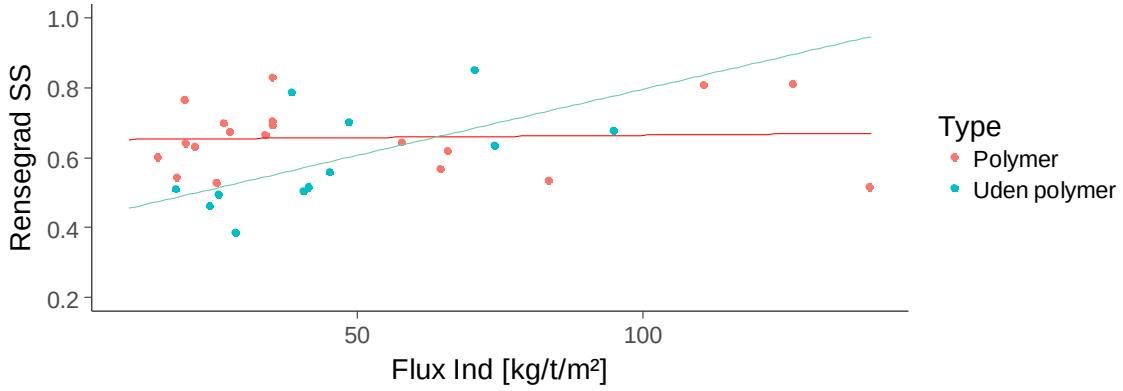


Figur 4 Illustrerer den indkommende flux plottet mod båndhastigheden for filteret.

0117_RP_RAF_WP1 Salines Pilot Endelig.docx

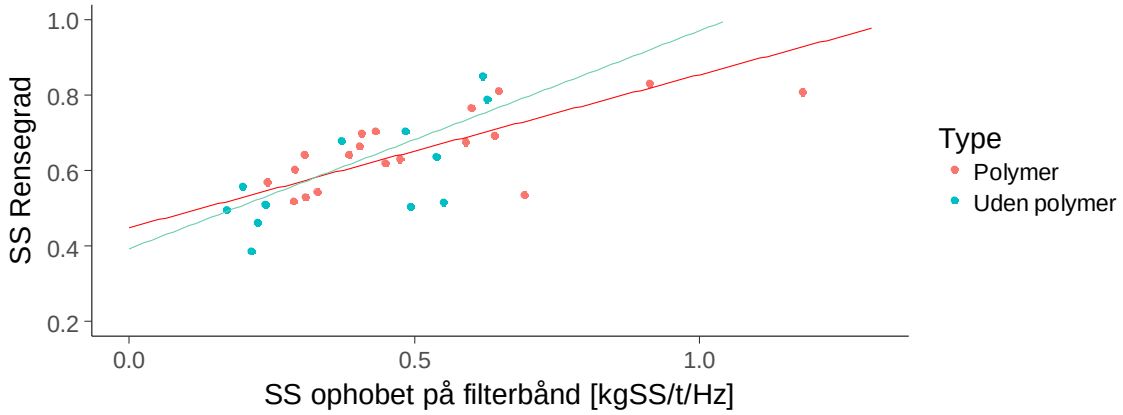
3.5.2 Rensegrad (SS) ved primærfiltrering.

Ved en fluxbelastning i området 10-50 kg/t/m^2 er der en tendes til, at filteret renser bedre med polymertilsætning. Endvidere er der en tendens til, at filteret renser bedre ved høje belastning (+60 kg/t/m^2) uden polymertilsætning.



Figur 5: SS-rensegraden plottet mod den indkommende flux.

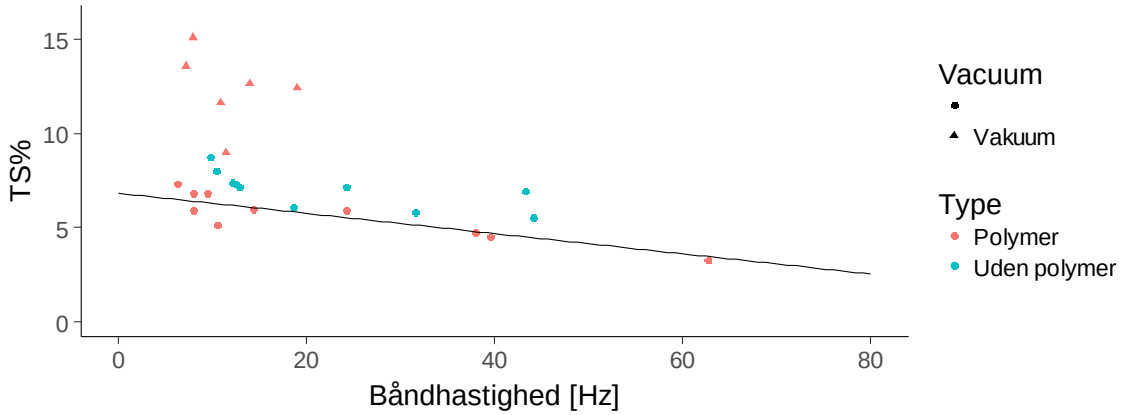
På Figur 6 er rensegraden plottet mod den ophobede mængde SS på båndet. Der er en proportionel sammenhæng mellem SS-rensegraden, samt hvor meget slam, der ophobes på båndet. Jo mere slam der ophobes på båndet, jo bedre renser filteret. Der er en tendes til, at filteret renser bedre med polymertilsætning, når der er en lav ophobning af SS på båndet. Derudover er der en tendes til at rensegraden øges ved høje ophobninger uden tilsætning af polymer. Skæringen mellem de to linjer er ved 0.4 kgSS/t/Hz.



Figur 6 Illustrerer SS rensegraden plottet mod SS-ophobningen på filterbåndet.

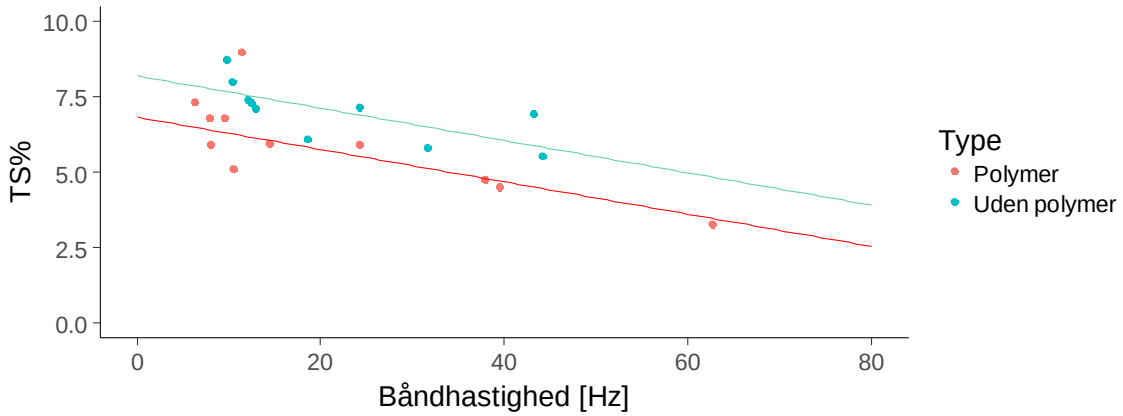
3.5.3 Slamkoncentration fra filteret.

Figur 7 illustrerer slammets TS % (fra filteret) plottet mod båndhastigheden. Det er en proportionel sammenhæng mellem TS% og båndhastigheden, altså afvandes slammet dårligere jo hurtigere båndet kører. Ved forsøg med vakuumsug, ses det dog at TS% fra filteret øges markant, gennemsnittet for de 5 målinger er 12,6% TS.



Figur 7: Illustrerer den målte TS % på slammet fra SalnesFilteret plottet mod båndhastigheden for filteret. Forsøg med skruepresse er ikke plottet. Type angiver hvad der er tilsat til filteret under forsøget. Forsøg med vakuumsug er angivet med trekanter. Tendenslinjen afspejler ikke forsøgene med vakuum.

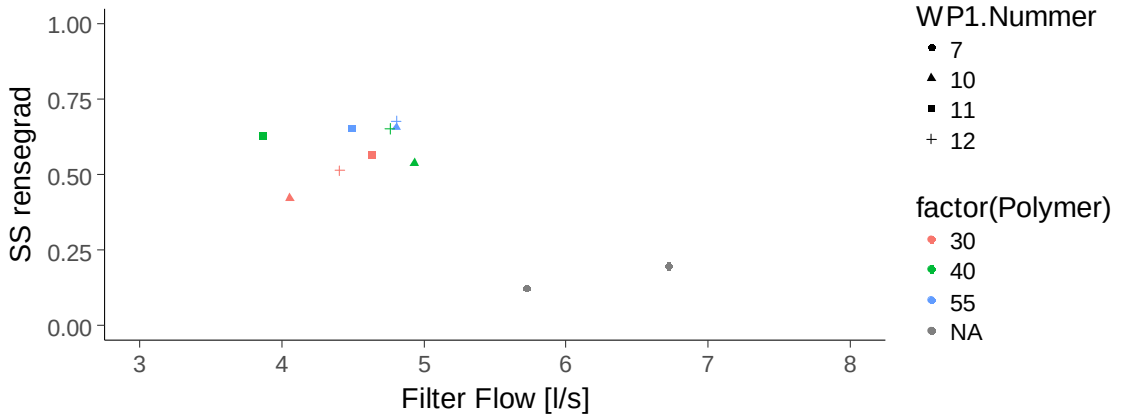
På Figur 8 er slammets TS % (ud af filteret) plottet mod båndhastigheden. Forsøg med og uden polymer er illustreret med hver deres tilhørende regressionslinje. I den opsatte model (ens hældning, forskelligt intercept), for de to regressioner repræsenteret af de to grupper (med og uden polymer), er der signifikant forskel på skæringen med y-aksen (interceptet). Der er en forskel på 1,4 TS% ved skæringen af y, altså afvandes slammet uden polymertilsætning i gennemsnit 1,4 TS% bedre ved samme båndhastighed. Ved båndhastigheder mellem 8 Hz–65 Hz svinger TS% i gennemsnit mellem 3,3 - 6,4 med polymer, og 4,7 - 7,8 uden polymer i relation til båndhastigheden.



Figur 8: Illustrerer den målte TS% på slammet fra SalnesFilteret plottet mod båndhastigheden for filteret. Forsøg med skruepresse og vakuum er ikke plottet. Der er signifikant forskel på de to regressioner med og uden polymer.

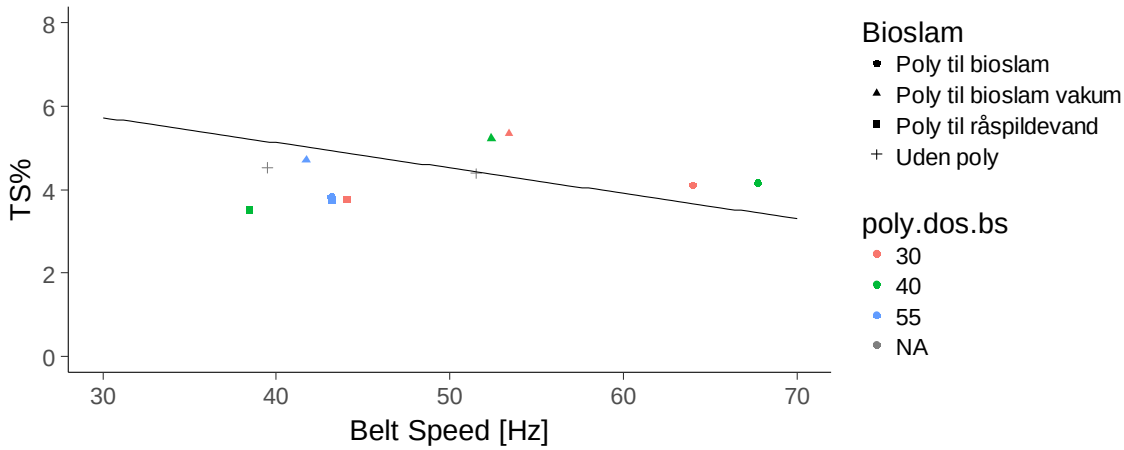
3.6 Forsøg med bioslam

På Figur 9 ses det at polymerdoseringen har en relativt stor effekt på rensegraden. Uden polymerdosering er den målte rensegrad under 25 % (WP17), hvilket betyder, at det er essentielt, der doseres polymer når, der tilsættes bioslam til filteret. Endvidere ses det, at graden af polymerdosering har en effekt på renseeffektiviteten. Der er en tendens til stigende rensegrad ved stigende polymerdosering. Umiddelbart ses der ikke nogen markant effekt af kontakttiden mellem polymer og bioslam, da WP112 og WP111(lang kontakt tid) umiddelbart respondere ens med WP110 (kort kontakttid).



Figur 9: Illustrerer SS-rensegraden, for forsøg med bioslamsdosering, plottet mod filterflowet (l/s). Polymerdoseringen(Polymer) er angivet: g polymer/ m^3 bioslam. WP1.Number angiver forsøgsblok nummeret.

På Figur 10 (kun forsøg med bioslamdosering) er slammets TS% (fra filteret) plottet mod båndhastigheden. Der er en tendens til at polymerdoseringen gør afvandingen dårligere. Endvidere ses det at vakuumsuget forbedrer afvandingen markant.



Figur 10: Illustrerer den målte TS% på slammet fra SalnesFilteret plottet mod båndhastigheden for filteret. Der er kun plottet forsøg med dosering af bioslam. Tendenslinjen er den samme som på figur 7.

3.7 Resultater opsummeret

3.7.1 Afvandingskvalitet

I Tabel 4 er de gennemsnitlige resultater for afvandingen opsummeret.

Tabel 4 Opsummering af de gennemsnitlige afvandingskvalitet. Standard afvigelserne er angivet i parentes.

	Polymer	Uden polymer	Vakuum (inkl. poly)
Skruepresse	36,4 (6,2)	31,5 (4,6)	-
Råspildevand	5,5 (1,5)	7,0 (0,71)	12,6 (2,0)
Bioslam dosering	3,9 (0,25)	4,5 (0,01)	5,1 (0,34)

Når resultaterne fra pilotforsøgene skal overføres til en fuldskala løsning, er det essentielt, at den forventede afvandingskvalitet estimeres på baggrund af filterets forventede båndhastighed og ikke de gennemsnitlige værdier. Filterets båndhastighed kan estimeres ift. til den forventede flux belastning (kgSS/t/m^2). Afvandingskvaliteten kan derefter fastsættes ud fra den forventede båndhastighed. Der gøres opmærksom på at der ikke er lavet vakuum forsøg, hvor båndhastigheden er over 20 Hz (uden bioslam). Der vil derfor være en større usikker med at fastlægge effekten af vakuumsug ved belastninger, der giver en forventet båndhastighed større end 20 Hz.

3.7.2 Rensegrad

I Tabel 5 er de gennemsnitlige resultater for rensegraderne (COD og SS) estimeret.

Tabel 5 Opsummering af de gennemsnitlige rensegrader for SS og COD. Standard afvigelserne er angivet i parentes.

	Polymer	Uden polymer
Rensegrad SS %	65,7 % (9,7)	59,0 % (14)
Rensegrad COD %	52,6 % (16)	35,5 (15)
Rensegrad SS % ved bioslamsdosering	59,0 (8,5)	15,9% (5,2)

Når resultaterne fra pilotforsøgene skal overføres til en fuldskala løsning, er det essentielt, at den indkommende flux tages i betragtning, da der er en indikation på at rensegraderne især påvirkes af filterets stofmæssige belastning. Endvidere henledes opmærksomheden på, at polymerforsøgene ikke er udført med en optimal polymertype, hvorfor der må forventes bedre rensegrader ved brug af en mere egnet polymertype.

VARGA – WP1

Bilag 3: Kulstofhøst, Drift med Salsnes-forfilter, Demoanlæg.

RESUMÉ:

Demoanlægget til forfiltrering og opkoncentrering af primærslam var i drift igennem 2022 med en gennemsnitning SS-fjernelse over filtrene på 41%. Anlægget nåede ikke op på den af leverandøren garanterede 55% SS-fjernelse (uden polymer) og 65% (med polymer) over filtrene. Til sammenligning er der i årene 2016-2022 fjernet 55-66% SS i de eksisterende forklaringstanke på Avedøre Renseanlæg. Da VARGA-projektet blev planlagt i 2015 var SS-fjernelsen nede på 47-49%.

Skruepressen øger primærslammets tørstof til 26% fra 5% efter filtrene, hvilket er i overensstemmelse med forventningen. Skruepressens rejekt er imidlertid temmelig forurenet med SS (ca. 14.500 mg SS/L), hvorfor der tabes omkring 20% af det SS, som udtages med filtrene. Det betyder, at SS-fjernelsen reduceres til 33% igennem hele forfilteranlægget.

Det konkluderes, at kombinationen på Renseanlæg Avedøre med forfilter og skruepresse til afvanding, ikke giver mulighed for en samtidig høj fjernelse af spildevandets SS-indhold og øgning af tørstofindholdet.

Det indgående spildevand havde et væsentligt højere SS-indhold end design. Aktuelt er målt i gennemsnit 438 mg SS/L mod design 310 mg SS/L, hvorfor det hydrauliske flow måtte reduceres fra 800 til ca. 500 m^3/h for at holde den organiske belastning under design middel værdien på ca. 5.200 kg SS/d. Resultaterne viser dog ikke en direkte sammenhæng mellem den procentvise SS-fjernelse og organisk belastning af anlægget.

Tilstopningsproblematikker med "klude", der dannes af trevler i spildevandet og slammet, optrådte særligt i pulperen, hvis udløb stoppede helt til. Det blev løst med en anden udformning af udløbet og indbygning af en macerator før slampumpen, der pumper primærslam fra filtrene til skruepressen.

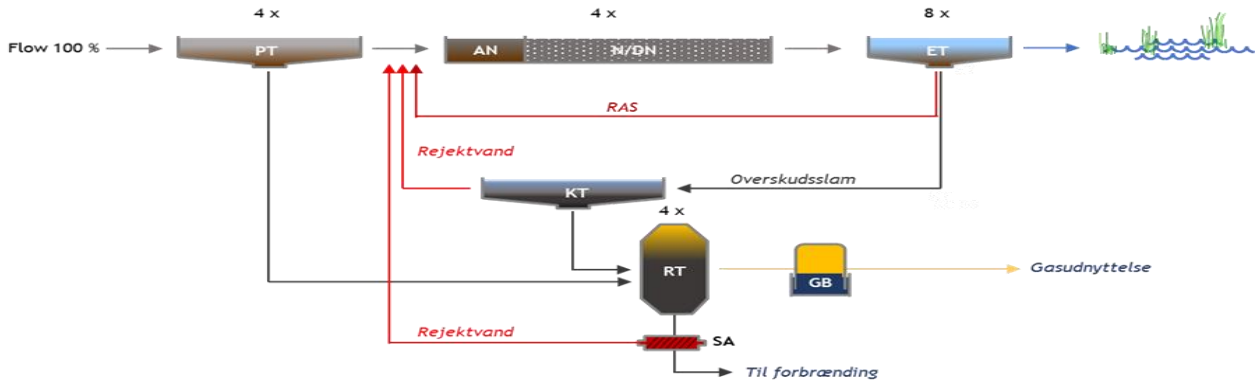
Slamhåndteringen var meget udfordret af fedtaflejringer i slamrøret mellem filtre og skruepresse. Spildevandet indeholdt overraskende meget fedt med op til 200-400 mg/L mod forventet og design værdi på 30-50 mg/L. Også skruepressens funktion blev påvirket af det høje fedtindhold, idet soldet mellem slamkage og rejekt hurtigt tilstoppede. Problemet blev mindre ved udskiftning af soldet til ét med højere diameter, men hermed også risiko for større SS-tab til rejektet.

Det er velkendt, at varmt udrådnet slam med bakterier er et rigtig godt fedtrensningsmiddel på grund af varmen (35 gr.C), og fordi bakterier kan omsætte fedtet. Fedtaflejringer var forudset at blive et problem i pulper og slamrør mellem pulper og rådnetankene, hvorfor udrådnet slam fra start var koblet til dette system – som derfor også er udført efter ATEX-regler (eksplosionsrisiko grundet tilstedeværelse af biogas). Dette var ikke tilfældet for slamhåndteringen fra filtre til skruepressen, og her opstod der gentagne gange fedtpropper i slamrøret, som særligt i kolde perioder hæmmede slamtransporten og stoppede anlægget.

For at opnå en mere robust og driftssikker slamhåndtering, er der løsningsforslag til en ombygning , hvor afstanden fra filtrene til skruepressen afkortes og med mulighed for rensning af slamrør med udrådnet slam. Forudsat disse tiltag og mere tid til optimering af både hydraulisk og stofmæssig belastning af filtrene samt optimering af polymertilsætning og evt. tilsætning af jernklorid er det sandsynligt, at forfilter-anlægget i sin helhed kan bringes til at opnå bedre resultater.

1. Baggrund og formål

Traditionel slamhåndtering på Renseanlæg Avedøre (RA) er sedimentation og udtagning af primærslam fra forklaringstanke og sedimentation af overskudsslam fra den biologiske rensning. De to slamtyper blandes og udrådnes under dannelse af biogas. Det udrådnede slam afvandes i centrifuger, hvorefter det fortørres og brændes i forbrændingsanlægget.



PT: Primærtank
AN: Anaerob tank
N/DN: Luftningstank
ET: Efterklaringstank
RAS: Returslam
KT: Koncentreringstank
RT: Rådnetank
SA: Slutafvander
GB: Gasbeholder

Salsnes forfilteranlæg er designet til at tage 25% af spildevandet – dog maksimalt 1.000 m^3/h over filtrene (uden polymer). Udtaget af COD optimeres i forhold til kulstofbehovet i luftningstanksættet til denitrifikation, så der udtages så meget COD til rådnetankene som muligt, men uden at det går ud over kvælstoffjernelsen i biologien. Fordelingen af spildevandets COD mellem filtre og til biologi styres ved et overløb (flow-splitter eller COD-splitter) i samspil med en ventil i filter tilløbet. Slammet fra filtrene går til en skruepressen for at øge tørstofindholdet; og herfra ledes det til en pulper for blanding med enten biologisk eller udrådnet slam før indpumpning på rådnetank, der har en driftstemperatur på 35-40 gr.C.

Konceptet indebærer, at en stor del af primærslammets vandindhold tages ud af den slamstrøm, der går til rådnetankene og derved betydeligt reducerer energibehovet til opvarmning. Under planlægning af projektet blev følgende identificeret som fordele ved at implementere et forfilteranlæg (FF):

Udtage mere COD til rådnetankene og mindre til luftningstankene:
Øge biogasproduktion
Reducere beluftning i luftningstanke (el besparelse)
Opkoncentrere tørstof% til rådnetank:
Frisætte rådnetank – eller forlænge den anaerobe slamalder (som øger biogasudbyttet)
Reducere varmeforbruget i rådnetankene
Ét beluftningstanksæt (med N_2O sensorer) modtager spildevandet fra FF, og driftsparametre kan følges:
Tilpasse drift efter N-fjernelse og emission af lattergas fra luftningstanke.

Salnes blev valgt som leverandør af forfilteranlægget, som udover et båndfilter til udtagning af primærslammet også inkluderer udstyr til slamhåndtering med afvanding i en skruepresse til 25% slamtørstof og efterfølgende fortynding i en pulper med biologisk slam eller udrådnet slam til 5-7% tørstof før indpumpning på rådnetankene.

Salsnes oplyste garanterede værdier for følgende parametre:

- Hydraulisk kapacitet 1.250 m^3/h spildevand, heraf 250 m^3/h til bypass
- 55% SS fjernelse uden polymer, 1.000 m^3/h spildevand
- 65% SS fjernelse med polymer, 800 m^3/h spildevand
- Forventet 25-30% TS i slam efter skruepresse
- 5-7% TS i slam efter pulper til rådnetanken
- Max. vandforbrug til skylning af filter 2 m^3/d
- Max. polymerforbrug 3 gram/m^3 spildevand.

I designfasen besøgte BIOFOS referenceanlæg i Egå og Hillerød, se også afsnit 5.5, og relevante erfaringer herfra er brugt, hvad angår:

- Tilsætning af polymer – opblanding/modning (flokdannelse), styres efter flow, SS og COD
- Tilsætning af jernklorid (option)
- Varmt vand til dyser over filtrene
- Luftkniv er energiforbrugende (el) erstattes med mekanisk skraber
- Opløsning af fedt i rør via skylning med udrådnet slam

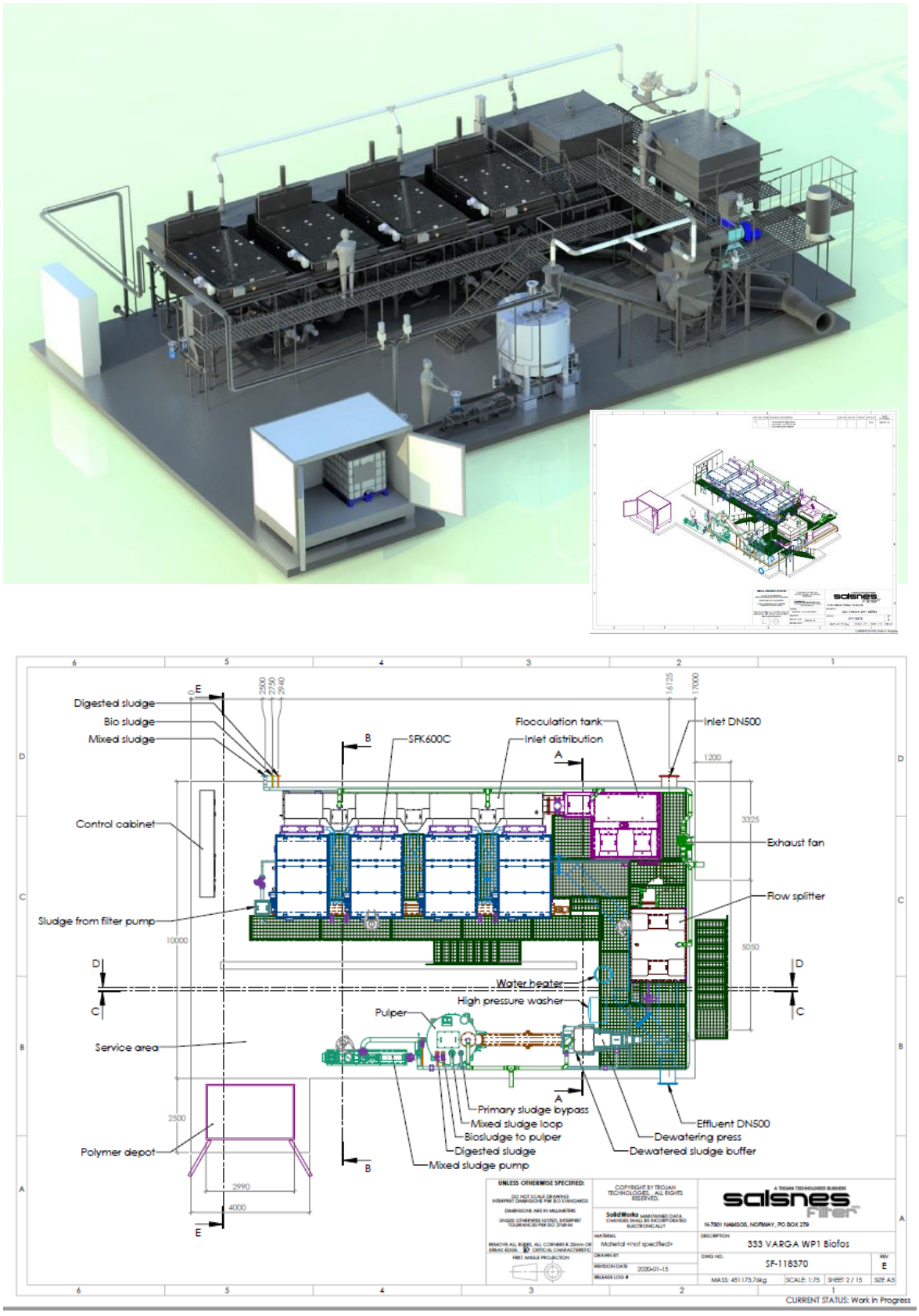
Idet projektet er tidsbegrænset til en 2-årig periode med drift af demo-anlægget, er tilløb og afløb udført med overjordiske rør, og anlægget er placeret i en let bygning.

2. Anlægsbeskrivelse

Forfilteranlægget består af en flow-splitter eller COD-splitter, som er en tank med en overløbskant for bypass af filtrene. Polymer kan tilsættes spildevandet i udløbet fra flow-splitteren mod filtrene. Derfor er der indskudt en flokkuleringstank med 1-2 minutters opholdstid, for at polymeren skal virke på spildevandets COD-indhold. Der er 4 filtre med hver knap 8 m^2 filteroverflade, hvorpå COD-kolloider og -partikler afsættes. Filterbåndet starter med at rotere, når væskeniveauet over filteret bliver for høj.

Under drift med filterbåndet afskrabes slampartikler ned i en snegl, som fører det til en ekscentersnekke-pumpe, som pumper det videre gennem et slamrør til skruepressen til afvanding. Fra skruepressen falder det afvandede slam til en snegl, som leder det til pulperen. Rejekt fra skruepressen løber til udløbsrøret og blandes med behandlet spildevand fra filtrene.

Da slammet efter skruepresse har et meget højt tørstofindhold, skal det opblandes med enten biologisk eller udrådnet slam for at kunne pumpes til rådnetanken. Denne fortynding sker i pulperen.



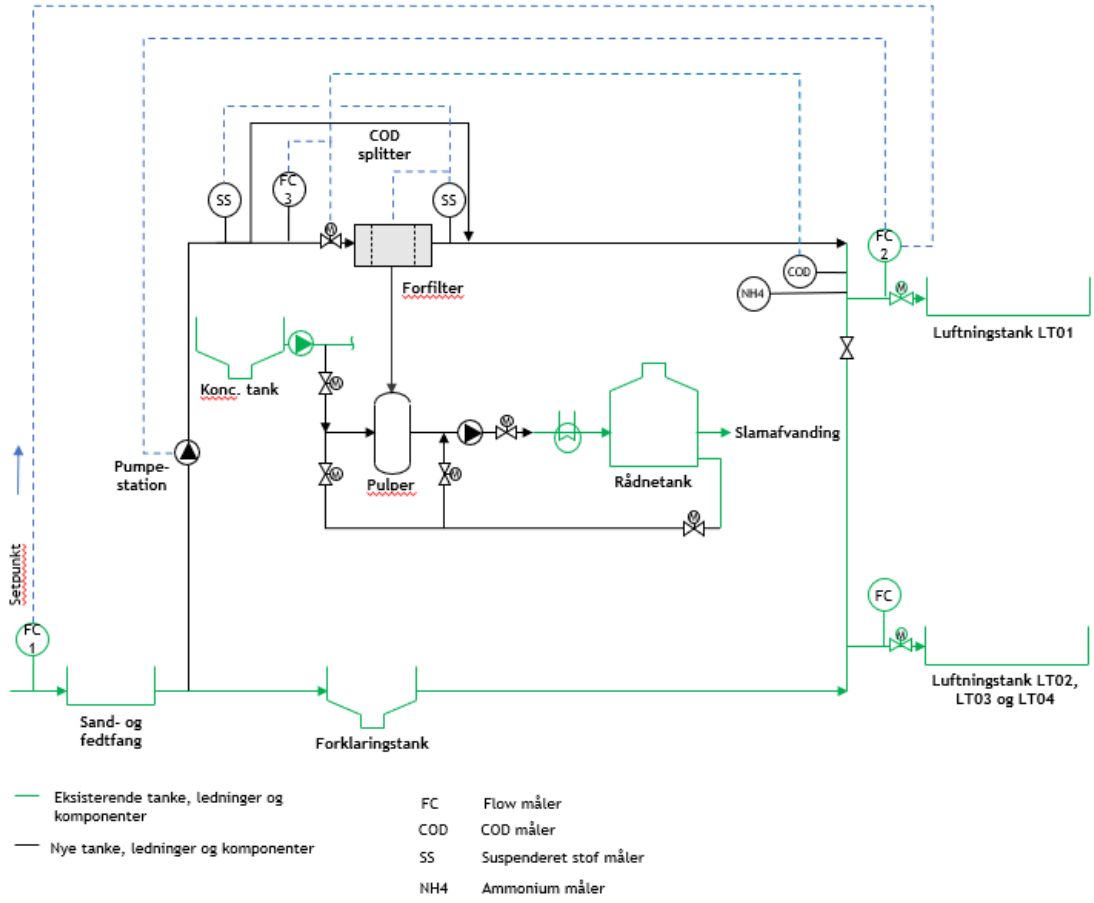
Figur 2.1 Tegninger over Salsnes-anlægget med flow-splitter, flokkuleringstank, filtre, skruepresse og pulper.



Figur 2.2 – Salsnes-anlægget under montagen, Renseanlæg Avedøre juli 2020 og med færdig bygning.



Figur 2.3 – Salsnes-anlægget placeret mellem rådnetanke og forbrændingsanlægget og nær forklarings-tankene Renseanlæg Avedøre. Fed rød linje markeres tilløb (fra fordelerbygværket) og afløb (til luftnings-tanksæt).



Pos.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Medie		Spildevand total	Spildevand til forfiltre	Spildevand forfiltreret	Spildevand udligning	Spildevand forklaret	Primærslam forfiltre	Slam til opblanding bioslam	Slam til opblanding udrådnet	Slam pulpet	Udrådnet slam total	Udrådnet slam skylning	Slam blanding til rådnetank
Flow	m³/h	3.200	800	799	0	2.400	0,60	2,51		70,7	42,4	42,4	42,4 / 70,7
Slam mængde, batch	m³/h	3.200	800	799	0	2.400	0,60	2,51		3,10	2,00	2,00	5,10
Tørstof	%	0,031	0,031	0,012	-	-	25,0	2,73		7,0	1,7	1,7	1,7 / 7,0
Tørstof	kg/h	992	248	99,2	-	-	148,8	68,5		217,3	34,0	34,0	251,3
Tryk/kote			kote 4,2	kote 3,2						3 - 4 bar	3 - 4 bar	3 - 4 bar	3 - 4 bar
Temperatur	°C	10	10	10	10	10	10	10		10,0	37	37	35,2

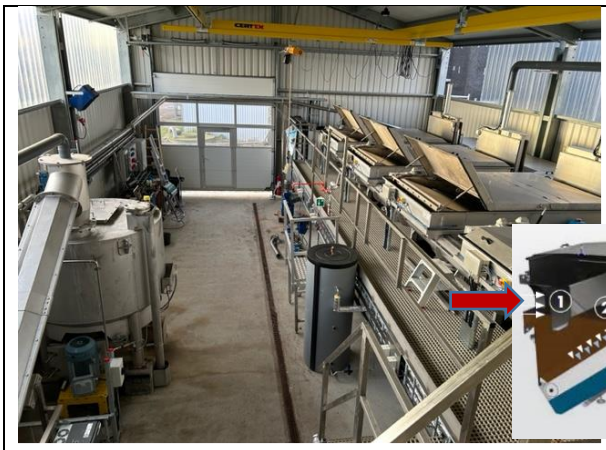
Figur 2.4 Procesflow og design massebalance Salsnes-anlæg og grænseflader, Avedøre Renseanlæg.

Tabel 2.1 Fotos / tegninger af anlægget og dets udstyr.





RH-pumpestation der fører spildevand fra fordelerbygværk (tillløb forklaringstanke) til forfilteranlægget

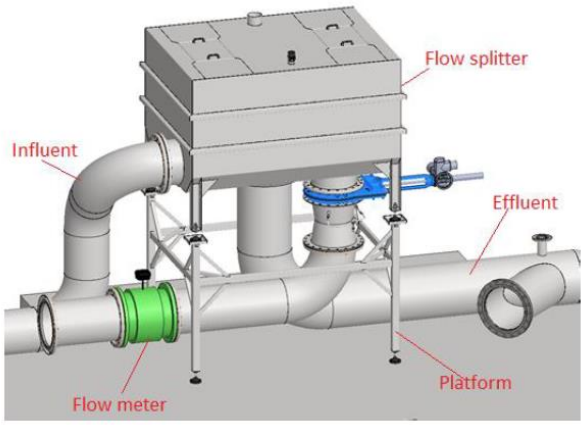


Oversigt indvendigt i forfilterbygningen



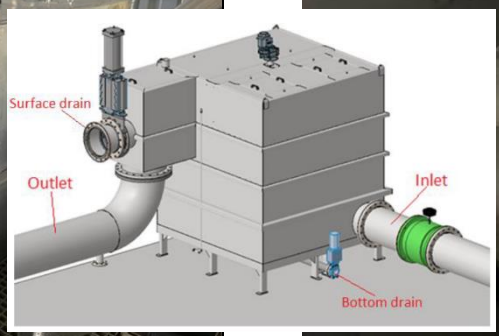
Salsnes forfilter – 4 stk.

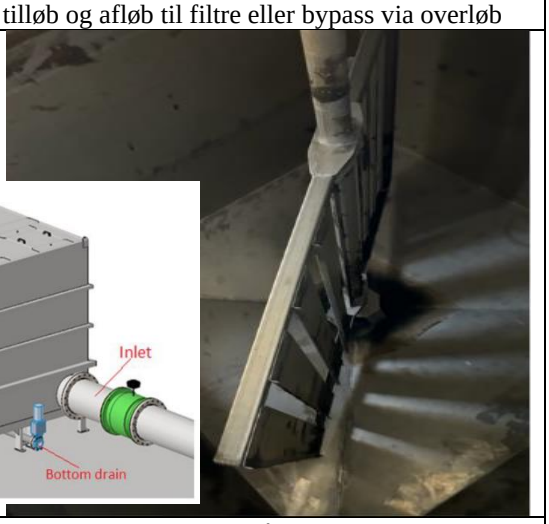




Flow-splitter tank, med en indvendig overløbskant, og tegning over tilløb og afløb til filtre eller bypass via overløb







Flokkuleringstank, polymer danner flokke (1-2 min. HRT)

Indvendig er der et langsomtgående røreværk

	
Skruepresse for afvanding af primærslammet	Skruepresse forrest og pulper bagerst forbundet med snegletransportør
	
Filtre tv, pulper th og flow-splitter bagerst, varmtvandtank midt i billedet	Pulper for opblanding af afvandet primærslam og bioslam eller udrådnet slam
	
Macerator indbygges før lille slampumpe mellem filtre og skruepresse (febr. 2022)	Slampumpe ved pulper, recirkulering pulper og til rådnetank

3. Designforudsætninger og feasibility studie

Ved projektets start blev de driftsmæssige fordele afledt af Salsnes-anlægget påpeget ved en større biogasproduktion, mindre elforbrug og et mindre slamflow grundet højere tørstofprocent til rådnetankene, se tabel 3.1. I samme tabel opstilles værdier baseret på resultater fra fuld-skala drift.

Dengang blev det vurderet, at der kunne opnås en gevinst på knap 0,8 mio. kr./år primært grundet ekstra salg af biogas og sparet fjernvarme, se tabel 3.2.

Forudsætningerne er efterfølgende justeret efter 2022-erfaringer, og i stedet for en gevinst – som var afledt af resultater fra pilotanlægget -, viser testen i fuldskala nu et tab på ca. 80 t. kr./år, se tabel 3.2.

Tabel 3.1 Forbrugstal ved brug af Salsnes-anlæg, % ændring ifht. forklaringstanke

		Design (baseret på pilot-forsøg)		**Resultat efter fuld-skala drift 2022**	
	enhed	kalkuleret	% ændring	Målt og beregnet	% ændring
Biogas – øget kulstof høst	Nm3/år	84.556	+2,1%	0	0
Biogas – længere opholdstid i rådnetankene	Nm3/år	118.260	+3,0%	59.130	+1,5%
Energibesparelser:	kWh/år				
Beluftning og pumpning	kWh/år	125.598	+4,7%	27.717	+1,0%
Opvarmning af slam til rådnetank	kWh/år	975.645	+14,9%	691.082	+9,3%
Energiforbrug til forfilteranlæg	kWh/år	65.000	-	154.176	-

Testene bekræfter således ikke de positive forventninger, der var til anlægget efter pilottesten. Der høstes ikke mere kulstof i forfilteranlægget; snarere mindre. Det mindre udtag af primærslam over filtrene medførte ikke en øget biogasproduktion; ligesom der heller ikke kunne opnås helt den forventede længere opholdstid af slam i rådnetankene.

Energibesparelser ved mindre elforbrug til beluftning og pumpning er kun 1% mod forventet 4,7% og sparet fjernvarme til opvarmning af slam (9%) er knap så god som forventet (15%), men fortsat meget interessant. Endelig er energiforbruget til forfilteranlægget mere end dobbelt så stort som forventet. Det skyldes især, at der i designberegningen ikke var medregnet elforbrug til at pumpe spildevandet fra fordelerværket til forfilteranlægget. Det er sandsynligt, at der kunne gøres en væsentlig indsats for at reducere pulperens energiforbrug via en optimering af dennes styring.

I begge beregninger indgår ikke, at forfilteranlægget vil være mere arbejdskrævende ift. service og tilsyn end de eksisterende forklaringstanke.

Det konkluderes, at revisionen af den økonomiske kalkules gevinst er en følge af:

- Kulstofhøst: Det er ikke påvist, at kulstofhøsten øges med Salsnes-forfilter sammenlignet med forklaringstanke. Det medfører, at det forventede merbidrag til biogas på 15% udebliver, og energibesparelsen i biologien er ikke så stor.
- Spildevandsflow: Forfilteranlægget har ikke håndteret 25% af spildevandet, men kun 16% (pga. Højere SS-indhold i råspildevandet end forventet). Det medfører, at forbruget af fjernvarme til opvarmning af slam indpumpet på rådnetank ikke reduceres så meget som forventet. Samtidig er fjernvarmeprisen faldet i forhold til forudsat værdi, hvilket giver en mindre besparelse.

Tabel 3.2 Kalkule for drift med Salsnes forfilter i planlægningsfasen og erfaret med drift 2022.

VARGA 1 - Planlægnings- og designfasen										
Økonomisk kalkule med Salsnes Forfilter.										
Spildevand		3.200	m3/h	**Salsnes:**						
Forfilter (FF)		25%	af spv.	Drift af forfilter:		65.000	kWh/år			
Forfilter (FF)		800	m3/h			104.650	kr/år			
				Polymer	0,5	20,5	kr/kg	100%: 0,5 kg/h v. 800 m3/h		
Fordeling mellem primærslam og bioslam						89.790	kr/år			
Primærslam:		66%		Service forfilter:		160.000	kr/år	inkl. 25 t.kr/filter/år Egå r/a		
Bioslam:		34%				1,0%	% af investering			
				Teknisk vand:	40	0,25	m3/h			
Opvarmning RT u. FF		750	kW			78.840	kr./år			
Opvarmning RT u. FF		6.570	MWh/år	Procesvand:		2,5	m3/h			
Sparet opvamning		976	MWh/år							
Fjernvarme sparet	467	455.626	kr/år	Omkostninger i alt:		**433.280**	kr/år			
Slam til RT, p.t.		1000	m3/d	Ekstra indtægter og bespare		**1.217.610**	kr/år			
Slam til RT med FF		851,5	m3/d							
				Resultat Salsnes Forfilter:		**784.330**	**kr/år**			
HRT, p.t.		24	døgn							
HRT, med FF		28,2	døgn							
Biogas, p.t.		450	m3/h							
Mergas, > COD		13%	Bidrag fra spv. til FF							
		10	m3/h							
		233.374	kr/år							
Mergas, > HRT		3%	HRT forøget med 4,2 døgn							
Biogas merprod.		13,5	m3/h							
Metanindhold i biogas		60%								
		326.398	kr/år							
Metan mersalg	4,6	559.772	kr/år							
Bundbeluftning	13%	81,25	MWh/år	2.500	MWh/år					
Pumper slam	45	44	MWh/år	197,1	MWh/år					
El sparet	1,61	202.212	kr/år							

VARGA 1 - Erfaringer 2022										
Økonomisk kalkule med Salsnes Forfilter.										
Spildevand		3.200	m3/h	**OMKOSTNING:**						
Forfilter (FF)		16%	af spv.	**Salsnes:**	Driftstid	90%		Driftstid	70%	
Forfilter (FF)		500	m3/h	Drift af forfilter:		86.724	kWh/år	RH-pumper		67.452
				11	kW	139.626	kr/år	11	kW	108.598
Fordeling mellem primærslam og bioslam				Polymer	0,5	20,5	kr/kg	g polymer/m3 spv.		1
Primærslam:		66%				89.790	kr/år			
Bioslam:		34%		Service forfilter:		160.000	kr/år	inkl. 25 t.kr/filter/år Egå r/a		
						1,0%	% af investering			
Opvarmning RT u. FF		850	kW			160.000	kr/år			
Opvarmning RT u. FF		7.446	MWh/år	Teknisk vand:		0,16	m3/h	40	kr/m3	
Sparet opvarmning		691	MWh/år			54.750	kr/år			
Fjernvarme sparet	380	262.611	kr/år							
				Omkostning i alt:		**552.763**	**kr/år**		154.176	
Slam til RT, p.t.		1000	m3/d							
Slam til RT med FF		907,2	m3/d	Ekstra indtægter og bespare		**473.155**	kr/år			
HRT, p.t.		24	døgn	**Resultat Salsnes Forfilter:**		**-79.609**	**kr/år**			
HRT, med FF		26,5	døgn							
Biogas, p.t.		450	m3/h							
Mergas, > COD		0%	Bidrag fra spv. til FF							
		0	m3/h							
		0	kr/år							
Mergas, > HRT		1,5%	HRT forøget med 2,5 døgn							
Biogas merprod.		6,75	m3/h							
Metanindhold i biogas		61%								
		165.919	kr/år							
Metan mersalg	4,6	165.919	kr/år							
Bundbeluftning	0%	0	MWh/år	2.500	MWh/år					
Pumper slam	45	28	MWh/år	197,1	MWh/år					
El sparet	1,61	44.625	kr/år							

- Hydraulisk opholdstid i rådnetankene: Som følge af det mindre flow til forfiltrene forøges den hydrauliske opholdstid i rådnetanke ikke så mange døgn, hvorfor merproduktionen af biogas er mindre end forudsat.
- Elforbrug: Elforbruget ved drift af filteranlægget er godt og vel fordoblet, bl.a. fordi pumpestation til spildevandet skal medtages.

Konklusionen peger i retning af, at det er tvivlsomt, om der er et økonomisk incitament ved at udskifte forklaringstanke med Salsnes forfilteranlæg.

De særlige rammebetingelser, som gælder for danske forsyningsvirksomheder om, at indtægter fra salg af energi (biogas, el og varme) til tredjepart ikke kan godskrives i driften, men tilgår ejerne (mindre vandafgift for forbrugerne) betyder, at al energi, som et projekt generer, skal prioriteres til intern brug på anlægget. For varmens vedkommende gælder det særligt i vinterhalvåret, når renseanlægget er i varmeunderskud.

I fald den ekstra biogas i stedet for at eksporteres til naturgasnettet – som er forudsætningen i opgørelsen - bruges i egen biogasmotor, kan det erstatte indkøbt varme og el – og dermed forbedre resultatet (erfaringer 2022), så det går i et mindre plus.

4. Resultater med proces

Salsnes-forfilteranlæg var i drift over flere perioder i 2022, hvor der blev udtaget spildevands- og slamprøver med henblik på at dokumentere kulstofhøsten igennem filtrene. Driften var præget af en række tekniske udfordringer, særlig med slamhåndteringen efter filtrene, som medførte midlertidige driftsstop under ombygninger, se afsnit 5. Mest stabilt kørte anlægget i sommerhalvåret; og årsagen kunne være spildevandets højere temperatur og dermed mindre fedttilstopninger af slamrør m.v.

Effekten af polymerdosering til spildevandet er ikke belyst, da det ikke var muligt at fastholde lange stabile driftsperioder, hvor der kunne fokuseres på optimeringer med tilsætning af polymer.

4.1 Forudsætninger for hydraulisk og stofmæssig belastning.

Forudsætninger for Salsnesforfilteranlæg baseres på data fra 2016-2018, se tabel 4.1. Her opgives suspenderet stof (SS)-koncentration til 310 mg/L (design), 360 mg/L (middel) og 456 mg/L (maks.).

Der oplyses en middel hydraulisk belastning til RA på 3.200 m3/h, hvoraf 800 m3/h går til filtrene. Den stofmæssig belastning på RA oplyses til 20.750 kg SS/d (middel) og 26.950 kg SS/d (maks.), se tabel 4.1.

Tabel 4.1 Forudsætning om stofbelastning til Renseanlæg Avedøre (data 01-01-2016 til 29-09-2018)

Parameter	Design	Middel (60 %)	Maks. (85 %)	Middel (60 %)	Maks. (85 %)
	mg/L	mg/L	mg/L	kg/d	kg/d
SS	310	360	456	20.750	26.950
COD*	620	726	872	43.600	54.000
CODfilt**		163	251	9.950	12.750

*COD: Chemical Oxygen Demand og **CODfilt: Filtreret COD

Salsnes' garanti lyder på 55% SS-fjernelse uden polymer ved flow på 1000 m3/h og 65% SS-fjernelse med polymer ved flow på 800 m3/h.

Med 25% af spildevandet til RA til Salsnes-forfilteranlæg og med afsæt i tabel 4.1 som designværdier, beregnes, at der til forfiltrene ledes 5.188 kg SS/d (middel) og 6.738 kg SS/d (maks.). De målte SS-koncentrationer og flow til Salsnes-anlægget i driftsperioderne holdes op imod dette, se afsnit 4.2.

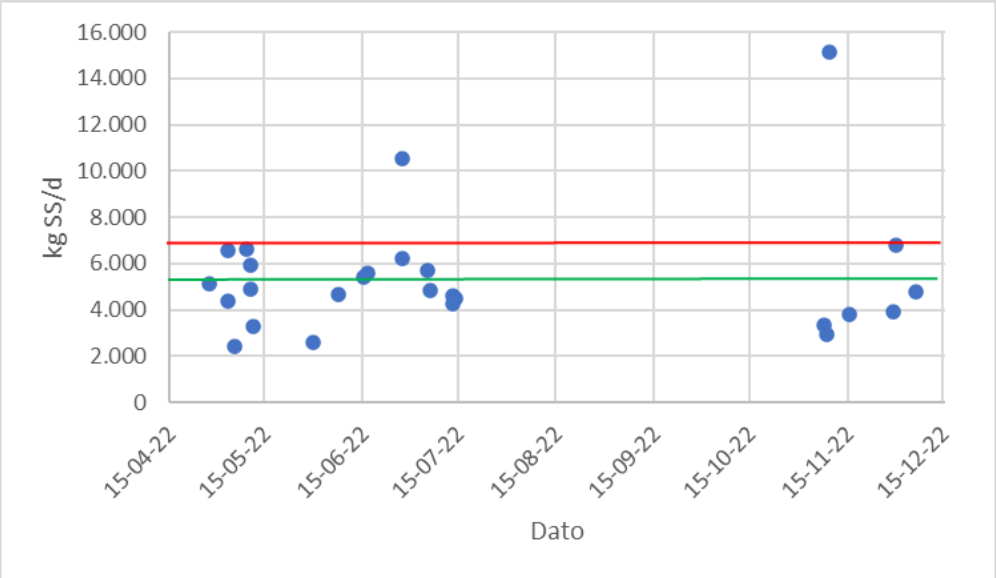
4.2 Test med anlæggets kapacitet og kulstofhøst

Igennem 2022 med drift af Salsnes-anlægget varierer flowet meget, og der er under tørvejr dagligt perioder helt uden flow – grundet stop af renseanlæggets indløbspumper, når spildevandsflowet til anlægget er lavt.

Under prøveudtagningstidspunkter er der gennemsnitlig 440 m3/h, men med en betydelig variation. Flowet har dog ikke på noget tidspunkt overskredet 800 m3/h. SS-koncentrationen i spildevandet varierer mellem 300–920 mg SS/L (gens. er 483 mg SS/L), hvis der ses bort fra den enlige meget høje værdi på 1.615 mg SS/L (9/11-2022), se tabel 4.2. Designværdien foreskrev 310 mg/L SS, så det målte gennemsnit på 483 mg SS/L er ca. 55% over denne. Prøveudtagninger af spildevandets SS-koncentration, som ligger under 310 mg/L, er i tabel 4.2 markeret med grønt.

Derimod er den hydrauliske belastning under prøveudtagningen med 440 m3/h (døgngens.) lavere end design på 800 og 1000 m3/h, og stofmæssig belastning af filtrene har som regel været under middel på 5.188 kg/d og har med få undtagelser også været under det maksimale på 6.738 kg SS/d, se tabel 4.2 og figur 4.1.

Den beregnede gennemsnitlige organiske belastning er ca. 5.000 kg/d, men den udviser en betydelig variation igennem testperioden, se figur 4.1. Belastningen er med to undtagelser (27/6 og 9/11) under den foreskrevne maksimale værdi. Som nævnt er pumpestop ikke indregnet, hvorfor den aktuelle organiske belastning (døgn) er lavere i virkeligheden.



Figur 4.1: Beregnet organisk belastning af filtrene, baseret på stikprøver af tilløbet – grøn og rød linje angiver hhv. forventet (design) middel og maksimal belastning på 5.188 kg/d og 6.738 kg SS/d.

Under tørvejrsflow er der perioder igennem døgnet uden tilførsel af spildevand, hvor forfilter anlægget stopper, indtil spildevandet igen begynder at strømme, se figur 4.2. Derfor vil døgnbelastningen reelt være lavere end vist i tabel 4.2 og figur 4.1 – fremstillingen er i mangel af en bedre metode beregnet ud fra det

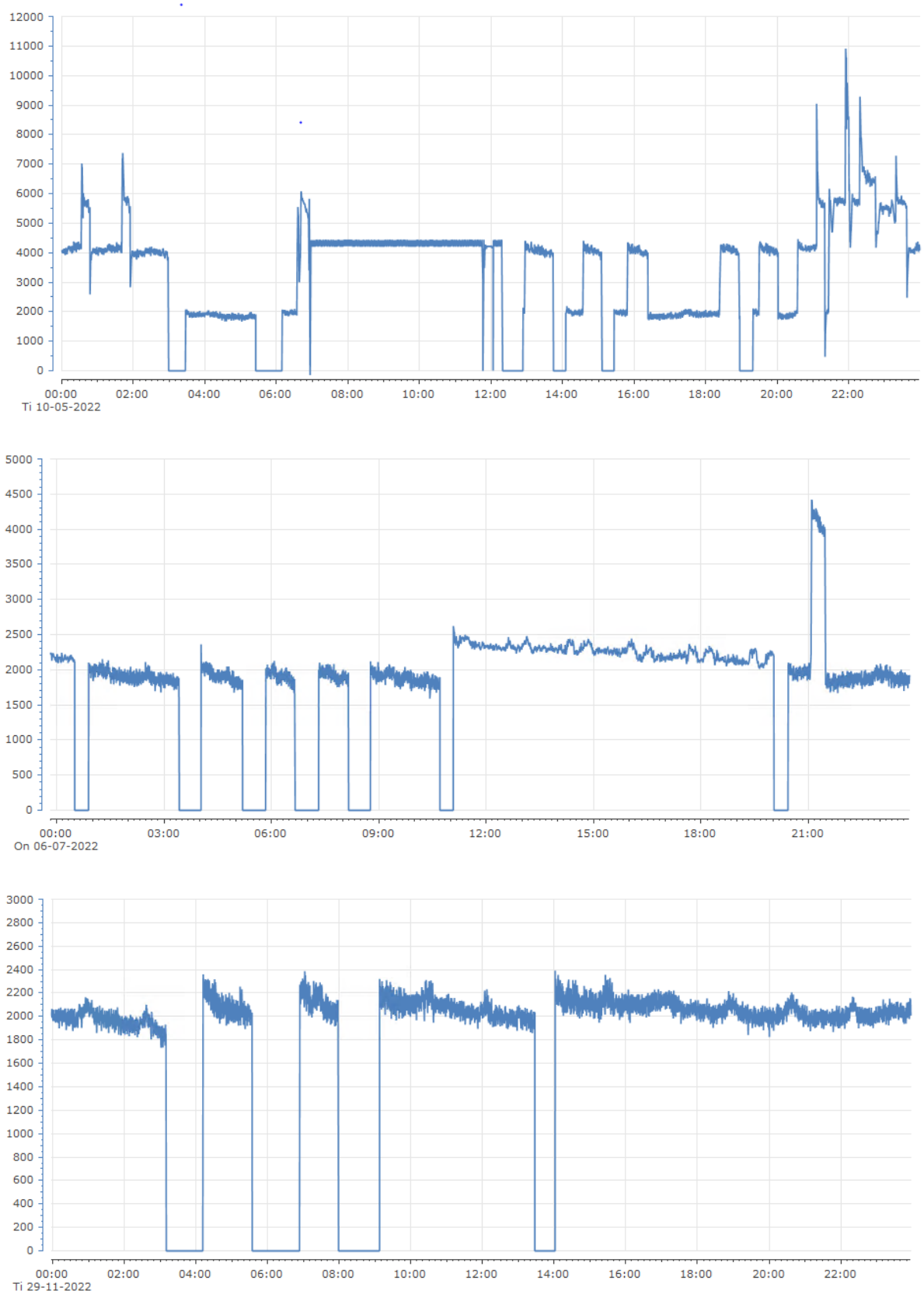
på prøveudtagningstidspunktet aktuelle flow. Når denne beregning har værdier over middel for kg SS/d (5.188 kg SS/d), er det vist med rødt i tabel 4.2.

Eksempler, hvor forfilteranlægget stopper grundet ingen spildevand til renseanlægget, er illustreret ved figur 4.2, som viser flowet (m^3/h) den 10. maj, 6. juli og 29. november 2022.

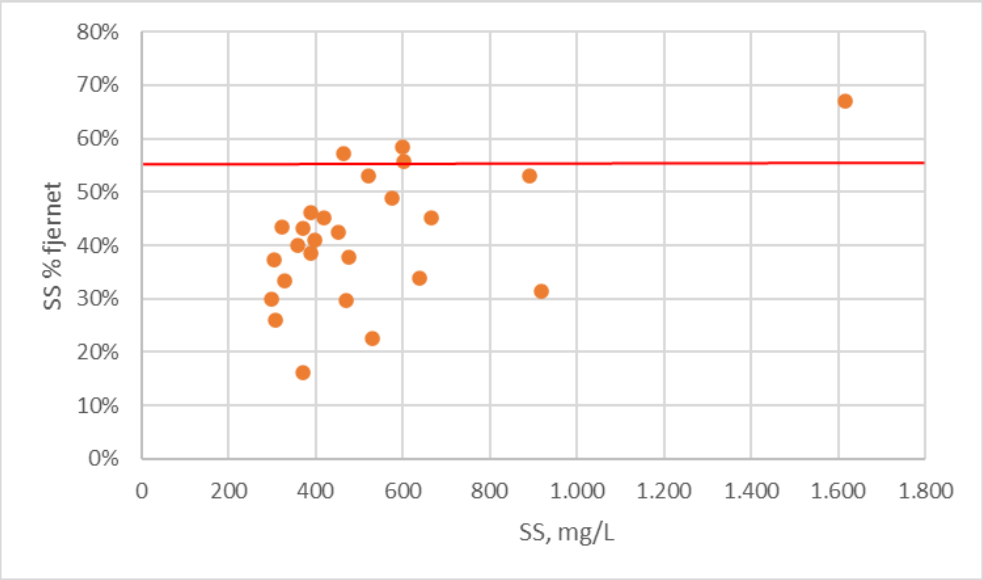
Tabel 4.2: SS-fjernelse over filtrene baseret på stikprøveudtagninger i tilløb og afløb.

Dato – kl.	Flow, m3/h	SS-konc, tilløb mg/L	SS-fjernet, %	Belastning* kg SS/d
27.04.2022, 13:00	410	522	53	5.136
03.05.2022, 07:20	308	892	53	6.594
03.05.2022, 08:45	285	638	34	4.364
05.05.2022, 14:45	330	**308**	26	2.439
09.05.2022, 16:10	580	477	38	6.640
10.05.2022, 06:45	568	359	40	4.894
10.05.2022, 11:45	412	602	**56**	5.953
11.05.2022, 08:15	423	322	43	3.269
30.05.2022, 09:30	325	330	33	2.574
07.06.2022, 12:30	325	600	**58**	4.680
15.06.2022, 11:15	581	390	38	5.438
16.06.2022, 08:30	777	**300**	30	5.594
27.06.2022, 10:30	476	920	32	10.510
27.06.2022, 14:00	489	530	23	6.220
05.07.2022, 13:30	504	470	30	5.685
06.07.2022, 09:00	481	420	45	4.848
13.07.2022, 10:00	483	370	43	4.289
13.07.2022, 13:00	495	390	46	4.633
14.07.2022, 09:20	505	370	16	4.484
07.11.2022, 13:00	350	398	41	3.343
08.11.2022, 10:00	400	**305**	37	2.928
09.11.2022	390	1615	**67**	15.116
15.11.2022	350	451	43	3.788
29.11.2022, 15:00	350	465	**57**	3.906
30.11.2022, 13:15	490	572	49	6.727
06.12.2022, 14:00	300	665	45	4.788
Gennemsnit	**438**	**526**	**41**	**5.340**
Gens. uden 9/11	440	483	40	4.953

*) beregnet ud fra det aktuelle flow og analyseresultat på prøveudtagningstidspunktet (driftspauser gennem døgnet er ikke indregnet).



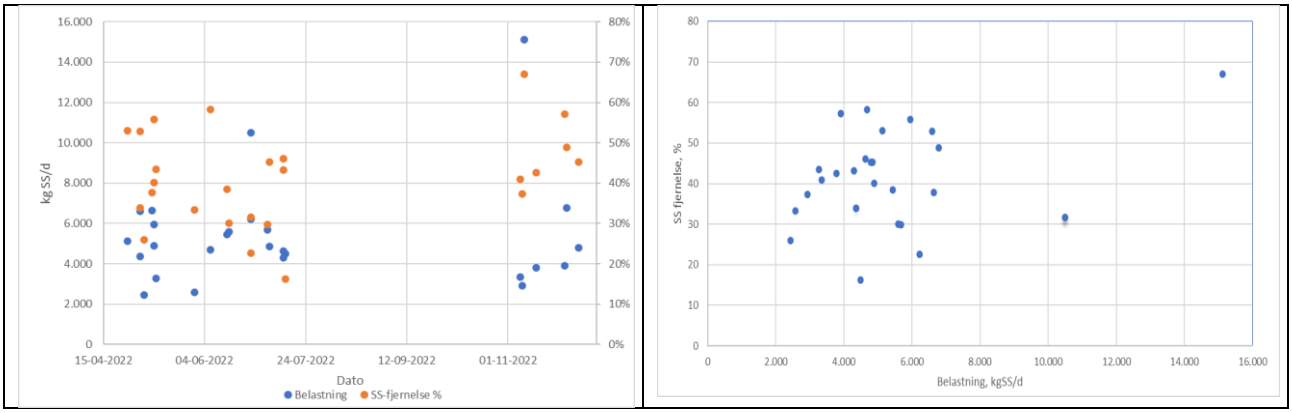
Figur 4.2: Spildevand til Renseanlæg Avedøre – eksempler: 10. maj, 6. juli og 29. november 2022.



Figur 4.3: Procentvis SS-fjernelse som funktion af spildevandets SS-indhold.
Rød linje angiver garanteret SS-fjernelse på 55%.

Der er en tendens til bedst fjernelse ved høj SS-koncentration, se figur 4.3. Det forhold bekræftes i litteraturen med modelberegninger af Salsnes-forfilter med roterende bånd /1/.(

Sammenhængen mellem organisk belastning (kg SS/d) og procentvis SS-fjernelse er ikke tydelig, se tabel 4.2 og figur 4.4. Kun i fire tilfælde er den garanterede SS-fjernelse opnået, og i alle tilfælde var SS-koncentration over design og i ét tilfælde var den organiske belastning over maksimal. Det konkluderes, at Salsnes-filtrene med gennemsnitligt 40-41% SS-fjernelse generelt ligger under den garanterede værdi på 55% SS-fjernelse.

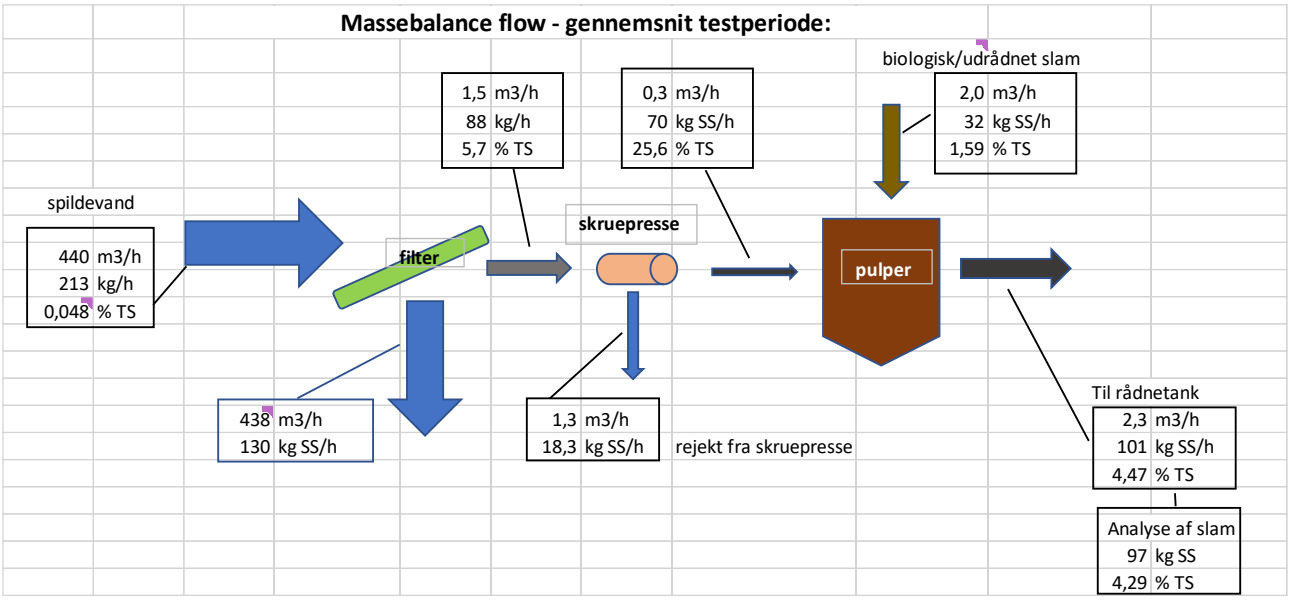


Figur 4.4 SS-fjernelse og organisk belastning i 2022, og SS-fjernelse som procent af organisk belastning.

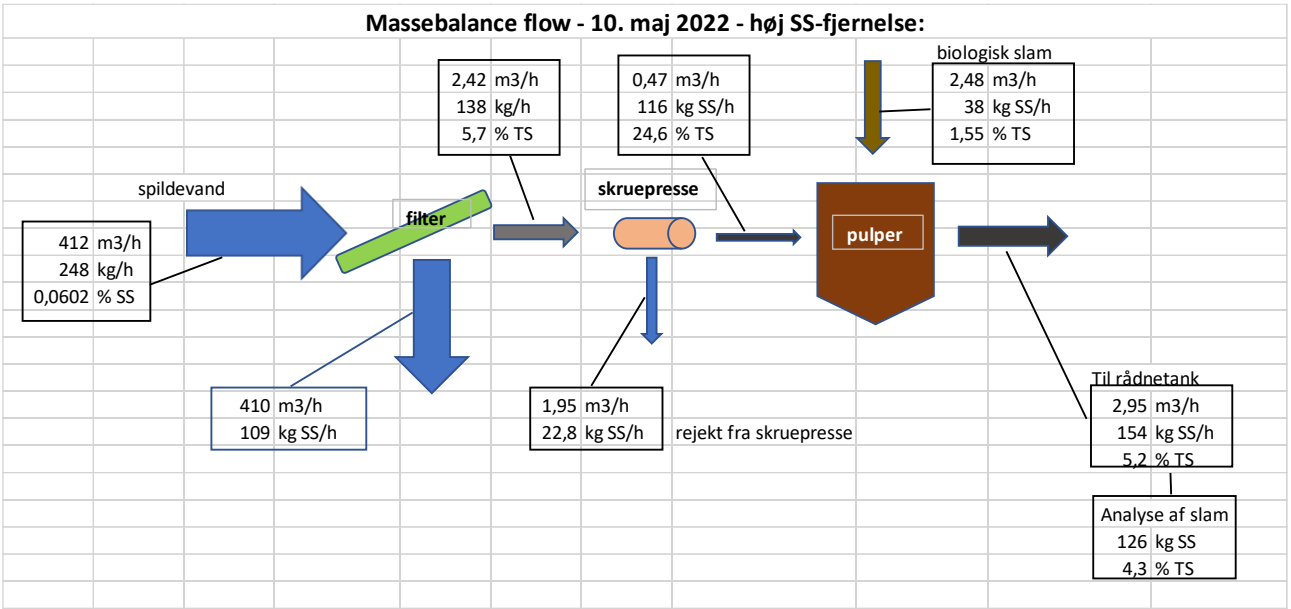
Årsagen til den manglende opfyldelse af den garanterede værdi - oplyses af Salsnes - er den stærkt svingende stofmæssige belastning af filtrene og et meget højt indhold af fedt/olie i spildevandet, som er målt op til 200-400 mg/L, hvor design forudsætninger var 30-50 mg/L.

4.3 Massebalancer

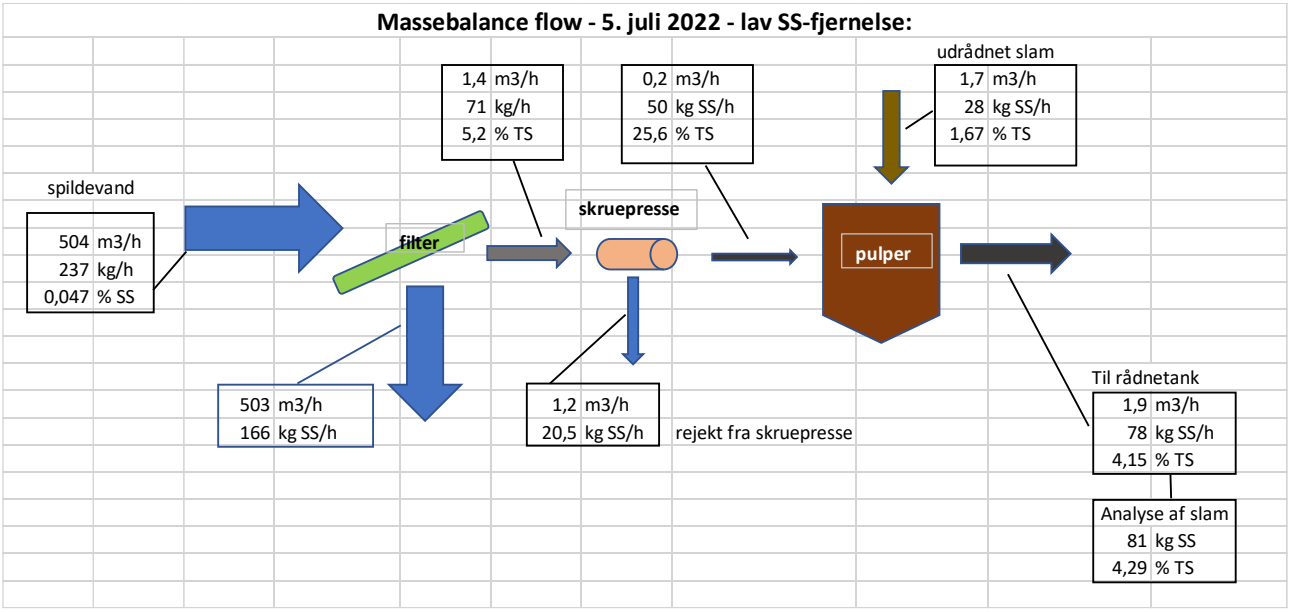
Massebalancer gennem forfilteranlægget beregnes ud fra flow og SS-analyser.



Figur 4.5: Massebalance flow og SS med 41% SS-fjernelse over filtre og 33% over anlægget, gennemsnit for testperioden.



Figur 4.6: Eksempel med høj SS-fjernelse over forfilteranlægget, 56% over filtre og 47% over anlægget.



Figur 4.7: Eksempel med lav SS-fjernelse over forfilteranlægget, 30 % over filtre og 21% over anlægget.

Massebalancer er vist for gennemsnit af alle test igennem perioden, og for eksempler med lav SS-fjernelse (30%) og høj SS-fjernelse (56%) over filtrene. Det konkluderes, at der er et betydeligt interval for den procentvise SS-fjernelse, og altså stor variation i effektiviteten.

I eksemplerne med både lav og høj SS-fjernelse var filtrene forholdsvist højt belastet med henholdsvis 5.700 og 6.000 kg SS/d, så der er ikke påvist en sammenhæng med den organiske belastning – se figur 4.4.

Bemærk at der tabes en del af kulstofhøsten med rejektet under slammets opkoncentrering i skruepressen. Rejektet ledes til biologien og kommer derved ikke i rådnetankene. Formålet med skruepressen og slamafvandingen er netop at reducere slammængden til rådnetankene, men det medfører altså et tab af SS til rejektet. Dette blev ikke medtaget i designfasens massebalance, se tabel 2.4.

Eksemplerne er udvalgte driftssituationer, hvor skruepressen har kunnet følge med produktionen af primærslam i filtrene. I andre driftsperioder tilstopper skruepressens sold hurtigt med aflejringer af fedt, så primærslam måtte bypasse skruepressen direkte til pulperen. Denne situation var særlig udbredt med brug af sold med lille afstand mellem ribberne – og derfor øget risiko for tilstopning.



Under testperioden var fokus på, at skruepressen indstilles, så funktionen med afvanding var intakt. Det var en nødvendighed, at slammet presses hårdt for at holde en fast slamprop i slamudløbet fra skruepressen, ellers løber primærslammet blot igennem skruepressen. Opretholdelsen af en fast slamprop har imidlertid den – for kulstofhøsten – uheldige følge, at rejektet bliver temmelig forurenet med SS; og en relativt stor masse af primærslammets SS går til rejektet. Rejekt med højt SS-indhold formodes at stige med soldets grovhed.

I den forbindelse vurderes det, at en anden afvandingsenhed – eksempelvis en dekantercentrifuge - kan indstilles mere hensigtsmæssigt i retning af samtidig højt tørstofindhold i slam og et lavt SS-indhold i rejekt.

5. Tekniske erfaringer med driften af anlægget og designmæssig læring

Salsnes-filtrene er designet til at modtage 25% af spildevandsflowet – norm 800 m^3/h. Der er etableret en pumpestation – RH-pumper – ved fordelerbygværket, som pumper spildevand til Salsnes-filtrene. RH-pumperne kan levere 1.200 m^3/h. Efter filtrene opkoncentreres primærslammet i en skruepresse og fortyndes efterfølgende med bioslam eller udrådnet slam før indpumpning på rådnetank 3 og 4. Det forfiltrerede spildevand ledes ved gravitation til luftningstanksæt 1.

Der er gjort en række erfaringer med udstyret igennem 2022, og der peges i de følgende afsnit på løsninger, som kan bringe det samlede anlæg til bedre og mere robust drift.

Under driften konstateres, at spildevandet i visse driftssituationer stuver op før filtrene, og går i bypass af disse. Årsagen til dette tolkes som, at der er driftsbegrænsninger relateret til afløbsledningens kapacitet, og driftsbegrænsninger relateret til slamhåndteringssystemerne efter filtrene. Det samlede anlægs hydrauliske og stofmæssige kapacitet er ikke testet systematisk.

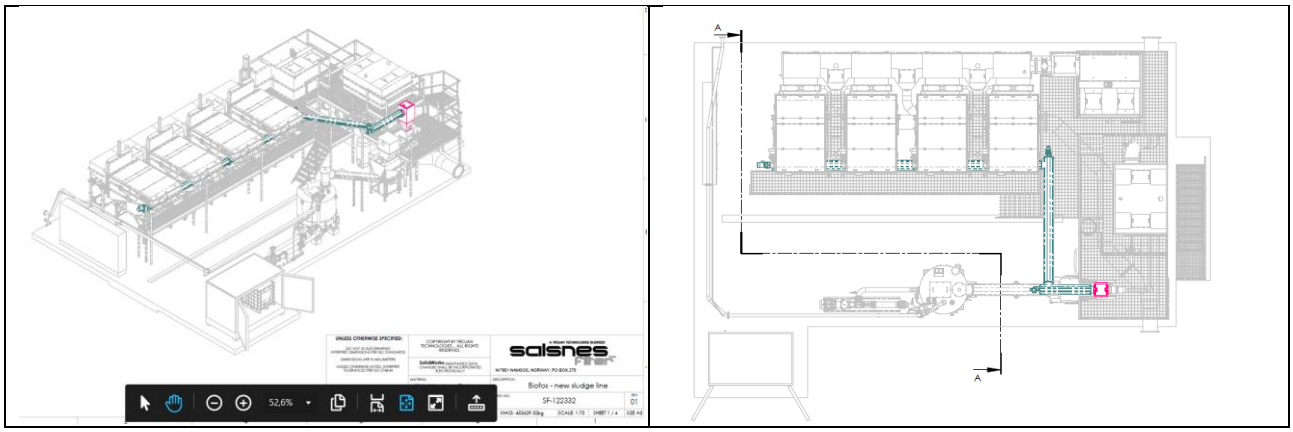
5.1 Filtrene og slamhåndtering efter filtrene:

Udfordringer ved håndtering af slammet er vist i tabel 5.1.

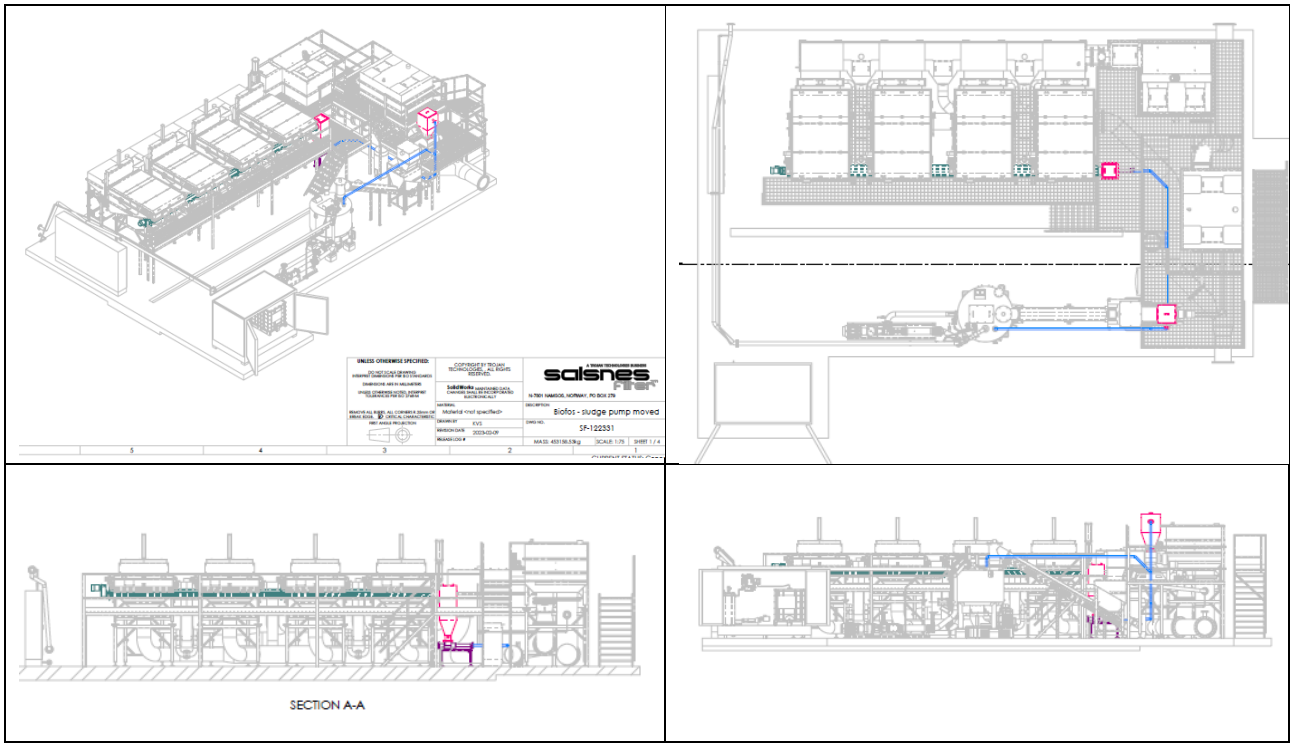
Tabel 5.1 Læring med udstyret til slamhåndtering, Forfilteranlægget.

Udstyr	Problem	Løsning
Lille slampumpe	Yder op til ca. 2,5 bar på tryksiden, men kan have problemer med altid at holde trit med at tømme bufferlager mellem filtre og pumpen.	Større pumpe med frekvensstyring, Ex godkendt, hvis udrådnet slam skal kunne doseres i buffer mellem filtre og pumpe.
Slamrør fra filter til skruepressen	Tilstopninger – klude og fedt. Problemet med fedtaflejringer var stigende med faldende temperaturer i efterårs- og vintermånederne.	Klude – der er indsat macerator før lille slampumpe. Fedt – tilsætning af udrådnet slam, som dog medfører Ex godkendelse af slamsystemet ved og efter lille slampumpe. Udretning af slamrør, så det får mindst mulig længde. En radikal ændring vil være at vende transportskruen efter filtrene og omplacere macerator og lille slampumpe, så afstanden mellem filtre og skruepresse minimeres – måske en snegletransport i stedet for pumpeløsning.
Skruepressen	Sold stopper til – særlig grad ved fintmasket sold.	Højtryk på spulevand anbefales.
Snegletransportør efter skruepressen	Der dannes bro hen over sneglen. Niveauføler ser ikke ophobning ved gavlen under skruepressen – den viser forkert lav fyldning af bufferlageret.	Ny udformning af bufferlageret og omplacering af niveauføler.
Pulper	Tilstopning af bundrist over afløb.	Bundrist er fjernet, så der er et åbent afløbsrør.
Stor slampumpe	Ingen problemer konstateret	-
Rec. slamrør, pulper	Ingen problemer konstateret	-
Slamrør fra pulper til rådnetank	Kraftige rystelser under indpumpning – formodes at være størst ved højt TS%	Bedst mulig fastgørelse af slamrør.

Salsnes har efterfølgende evalueret konceptet og kommet med løsninger til at imødegå tilstopninger i slamsystemet, se figur 5.1 og 5.2. I løsningerne er afstanden for slamtransport fra filtrene til skruepresse afkortet ved at vende retningen på den fælles akselløse snegl, som modtager slammet efter filtrene. Der gives både en løsning med transportsnegl og en pumpeløsning til at løfte slammet fra filtrene op til skruepressen.



Figur 5.1 Salsnes rev. løsning for transport af slam med snegletransportør fra filtre til skruepresse.



Figur 5.2 Salsnes rev. løsning for transport af slam med pumpe fra filtre til skruepresse.

En læring er også, at fortynding af primærslammet med udrådnet slam i pulperen har holdt denne og efterfølgende rør rene for fedtaflejringer. Det er afledt af, at udrådnet slam er fedtopløsende dels ved at være varmt og dels ved at have en mikroflora, som omsætter fedtet til biogas. Dette system var ATEX-klassificeret.

Derfor vil det være hensigtsmæssigt, at slamtransportsystemer fra filtrene til skurepresse også har den mulighed – lejlighedsvis - at skylle efter med udrådnet slam for at fjerne fedtaflejringer. Det vil indebære, at udstyret skal klassificeres som ATEX-område, og stiller derfor krav til sikkerhed omkring eksplosionsrisiko.

5.2 Styringer:

Guard er Salsnes underentreprenør ud i el og styring. Der konstateres en række alarmer, som aktiveres og så forsvinder af sig selv igen – det virker ikke helt hensigtsmæssigt, men har ingen praktisk betydning.

Der udestår en række optimeringer af særlig pulperdrift med henblik på at reducere el-forbruget.

5.3 Hydraulisk belastning:

Ved idriftsætning af anlægget blev det hurtigt tydeligt, at der var problemer med at aflede spildevandet efter filtrene til luftningstanksæt 1. Vandet stuvede op før filtrene.

Derfor blev der monteret to udluftningsrør på afløbsledningen for at undgå, at luft i udløbsrøret skulle nedsætte ledningens kapacitet.

Af driftsmæssige hensyn omkring slamhåndteringen blev den hydrauliske belastning reduceret til ca. 500 m^3/h (RH-pumpe styring).

I fald udløbsrøret har en hydraulisk begrænsning under designværdier, kunne en løsning være at etablere en pumpesump efter filteret i stedet for en omlægning af udløbsrøret.

5.4 Sammenligning mellem danske Salsnes-anlæg:

Før ibrugtagning af anlægget på RA, blev Salsnes-referenceanlæg i Egå og Hillerød besøgt. Sammenligning mellem de tre anlæg er opstillet i nedenstående tabeller – som medtager hovedtal for dimensionering, opbygning og driftserfaringer.

Kapacitet:	**enhed**	**RA**	**Egå**	**Hillerød**
Spildevands eqv.	pe	90.000	120.000	65.000
Spildevand belastning	pe		90.000	68.000
Antal filtre	stk.	4	8	6
Hydraulisk, norm	m^3/h	800		600
Hydraulisk, max.	m^3/h	1.000+250 bypass	2.400	2.160
Hydraulisk norm	m^3/h/filter	200	300	100
Org. belastning, norm	kg SS/h	300		156
Org. belastning, norm	kg SS/h/filter	75	75-100	26

SS-fjernelse, garanti og erfaret:	**enhed**	**RA**	**Egå**	**Hillerød**
SS-fjernelse u. polymer	%	55		
Aktuelt opnået	%			40-45
SS-fjernelse m. polymer	%	65	75	60
Aktuelt opnået	%	40-50	55-60	40-45
COD-fjernelse u. polymer	%	-		
Aktuelt opnået	%			
COD-fjernelse m. polymer	%	-	60	
Aktuelt opnået	%		40-50	

Forbrug:	**RA**	**Egå**	**Hillerød**
Rengøring af filtre:			
Spulevand (forventes 2-4 spulinger/d, 33 L/min. totalt alle filtre)	Filteroverside filter+skruepresse	Filteroverside	Filteroverside: 5 min./2.time
Varmt vand	Kun til skruepressen	Nej	Nej – men anbefales
Sæbetilsætning i varmt vand	Nej		Polymer Med: 3x10 min/uge Uden: 10 min/2. uge

Forbrug:	RA	Egå	Hillerød
Vakuum system	Nej	Ja	Ja
Polymer	Tilløb før flokkuleringstank, max. 3 g/m^3 9,7 kg/kg SS	Efter sand/fedtfang	Efter sand/fedtfang, Meget lav dosering 0,23 kg/kg SS
Jernklorid	Option		Nej
Energi, kW/filter	1-1,5 skraber	4-5 luftkniv	4-5 luftkniv

Drift:	RA	Egå	Hillerød
Filterdug udskiftes	Ikke udført efter ? driftstimer	Årligt	Én revnet dug indenfor 6 mdr.
Filterdug	-	Risiko for skævkørsel	
Slamspild	Der er ikke fjernet slam under filterdugene		Slam under dugen – i rejekttruget - skal fjernes en gang om måneden med slamsuger.
Slampumpe til RT	18,5 kW, Z39B Mono pumpe. Fungerer med blanding af primær- og udrådnet slam – 4-5% TS	7-13 m^3/h med 6% TS i Ø200, 2,1 bar	4 kW pumpe 10 m^3/h med 6% TS i Ø100, 4 bar
Slamrør/slampumpe tilstopning af fedt	Ja mellem filtrene og pulper		Udrådnet slam returføres
Service af filter	Ikke udført endnu		Besværliggøres af kabel demontage, motor
Service af slam-snegl efter filter	Ikke udført endnu		Bekymring om at snegl er i ét stykke
Service af TS-måler	Hachs TS måler havde en fejl og er blevet repareret (okt.-22) Fagerbergs SS-måler i tilløb og afløb skal rengøres – helst hver uge.		Hach måler renses ugentligt

Lokale forhold på de tre anlæg adskiller sig fra hinanden, men generelt er det vanskeligt at opnå de garanterede SS-fjernelser over filtrene.

Kun på RA er der forsøgt med en opkoncentrering af primærslammet, hvorfor erfaringer draget her er nye. Da spildevand til RA er meget fedtholdigt, var det største problem tilstopning i slamrør og skruepresse. Det blev særlig udpræget i de kolde måneder. Dette er en vigtig læring, som bør tages med videre i design af tilsvarende anlæg.

6. Referencer

/1/ Behera et. al.: Organic carbon recovery modeling for a rotating belt filter and its impact assessment on a plant-wide scale. Chemical Engineering Journal 224 (2018) 1965-1976).

Direct Effect of Activated Sludge Concentration on N_2O Emission and $CO_{2\text{-eqv}}$ Accounting at Full-scale.

M.H. Andersen*, A. Mielczarek, M. Eriksson**, J.A, Madsen***, and D. Thornberg****

* Unisense Environment A/S, Langdyssen 5, DK-8200 Aarhus N, Denmark. E-mail: mha@unisense.com
** Biofos A/S, Refshalevej 250, 1432 Copenhagen, Denmark. E-mail: atm@biofos.dk; dt@biofos.dk
*** Envidan A/S, Fuglebækvej 1A, 2770 Kastrup, Denmark. E-mail: jam@envidan.dk

Abstract: This work presents results from more than over 4-years of long-term online data-driven nitrous oxide (N_2O) measurements, and emission accounting for a full-scale wastewater treatment plant carrying out the activated sludge process in alternating aerobic/anoxic mode. Full-scale data were systematically collected and analysed to infer the underlying mechanisms responsible for N_2O emissions and the variability of the N_2O emission rate. The N_2O emission and inferred CO_2 footprint were highly variable and yet seasonally dependent and emphasize the need for long-term continuous monitoring. Based on the accumulated data potential control strategies were proposed and tested over 2 years in 25% of the full-scale volume to explore their feasibility of mitigating N_2O emissions.

Keywords: Nitrous oxide (N_2O) emission; GHG mitigation; Mitigation control strategies.

INTRODUCTION

Water Resource Recovery Facility (WRRFs) contribute significantly to the global greenhouse gas stock through the production and emissions of N_2O. The increase of the wastewater N_2O emission factor (EF_{N2O}) by $IPCC_{2019}$ underlines this. In Denmark, based on a 2-year monitoring campaign on 10 different WRRFs, a new national EF_{N2O} of 0.84% N_2O-N/TN has been adopted by the Danish EPA in 2021. The national target to reduce Denmark's CO_2 emissions by 70% by 2030 means that utilities are now shifting their focus from energy to climate neutrality. The fact that the CO_2 footprint of the Danish electricity mix is getting lower due to an increasing share of green power on the grid means that the relative contribution of N_2O to the $CO_{2\text{-eqv}}$ account is getting larger. Therefore, nitrous oxide is also a political concern, and a tax may be on the way as early as 2025 for wastewater treatment plants larger than 30,000 PE.

Learnings from the monitoring campaign confirm that N_2O emissions vary significantly with the type of nitrogen removal process and emphasize the need for conducting on-site exhaustive monitoring of the N_2O emissions. To mitigate the inherent emission without compromising the lowest possible eutrophication of the receiving environment, it becomes highly relevant to develop reliable and simple online monitoring and control strategies targeted understanding and reducing N_2O emissions from WRRFs. The present work presents more than 4-years of continuous long-term N_2O emissions from a large high-load WRRFs and demonstrates the full-scale capability of a simple N_2O control strategy based on analysis of full-scale relevant data.

METHODS

BIOFOS's Avedøre WRRF in Copenhagen (Denmark) employs the activated sludge process (345,000 PE) in four parallel tanks (LT1-LT4), each consisting of two alternatingly fed and intermittently aerated compartments regulated by STAR Control®. In the present study, four online dissolved N_2O Wastewater Sensors (Unisense Environment, Denmark) has been installed and maintained in each compartment of two of the four parallel tanks (LT11, LT12, LT31, LT32) for more than 3 years of monitoring 50% of the bioprocess. N_2O emissions for aerated and non-aerated zones were calculated online according to ***Baresel et al. 2016***. In the present presentation, N_2O has a global warming potential 298 times that of CO_2 for a 100-year timescale as N_2O emitted today on average remains in the atmosphere for more than 100 years, on average. Following a 1.5-year monitoring period from 2018, compiled data was analyzed to understand the relationship between N_2O emissions and operating conditions, deduced from online data (N_2O, NO_3^-, NH_4^+, dissolved oxygen (DO), temperature, influent, etc.). During the spring of 2020 and 2021 an adjusted mixed liquor suspended solids (MLSS) and DO controller (***Chen et al. 2019a***) were tested in the controlled tanks LT31 and LT32 while keeping LT11 and LT12 as reference tanks. The DO controller results are published in ***Chen et al. 2019a***. Equal loading and process balances for all tanks were observed when comparing individual Q_{in} flow meters and cumulative Q_{air}, NH_4, and NO_x usage and levels. A total of 1565 days of monitoring data has been compiled with more than 1.1 million data points for each time series.

The calculation of the N_2O emission rate in the aerobic (aerated) zone necessitates the quantification of the airflow into each compartment. During the VARGA project several attempts were made to install airflow metering for the four parallel tanks (LT11, LT12, LT31, LT32). However, due to COVID delays and problems with noisy airflow data, only the total airflow into all compartments and the opening of aeration valve in each compartment were measured. Based on the inherent characteristic curve of aeration valve, a model to describe the relationship between valve opening and airflow rate were calibrated and used on the project, see ***Chen et al. 2019b***. The airflow into each compartment was calculated by proportioning the total airflow measurement based on the ratio of the valve opening measurement in the compartment to the sum of all valve opening measurements.

RESULTS AND DISCUSSION

N_2O MONITORING

Over more than 4 years, nitrous oxide emissions from Avedøre's biological process tanks have been measured in order to derive the underlying process mechanisms responsible for climate gas emissions. N_2O and other process data collected in the SCADA system from more than 4 years of online monitoring of N_2O in 4 of the 8 process compartments at Avedøre WRRF is shown in **Figure 1**. The N_2O emission data are shown as daily averages as KgN N_2O/day and highlights the very dynamic seasonal and yearly pattern.

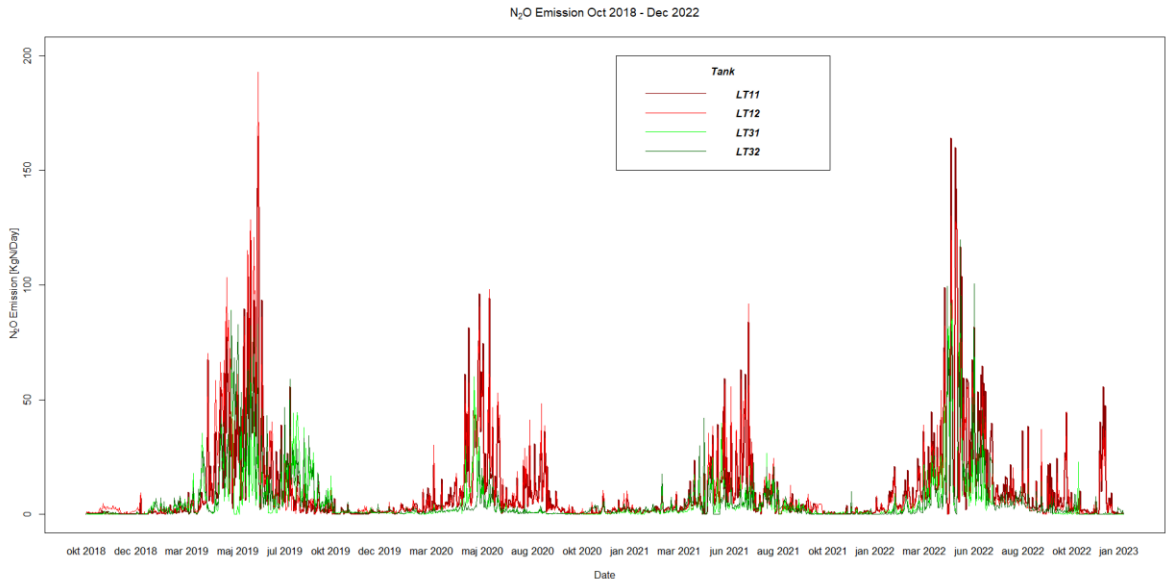


Figure 1 Data from 4 years (1565 days) N_2O monitoring with four N_2O sensors shown as daily mean N_2O emissions KgN/day. The yearly and especially seasonal variation between winter (Oct-Mar) and summer (Apr-Sep) is observed.

The seasonal variation between winter (Oct-Mar) and summer (Apr-Sep) is very significant in emission magnitude, but also the yearly pattern between years (**Figure 2**). Almost 90% of the yearly N_2O emission is emitted during March to July, a pattern repeated in all 4 monitoring years and in all 4 tanks unless controlled to reduce N_2O. Winter and summer emission amount on average to 8.17 and 54.21 Ton $CO_{2\text{-eqv}}$/day, respectively over the period.

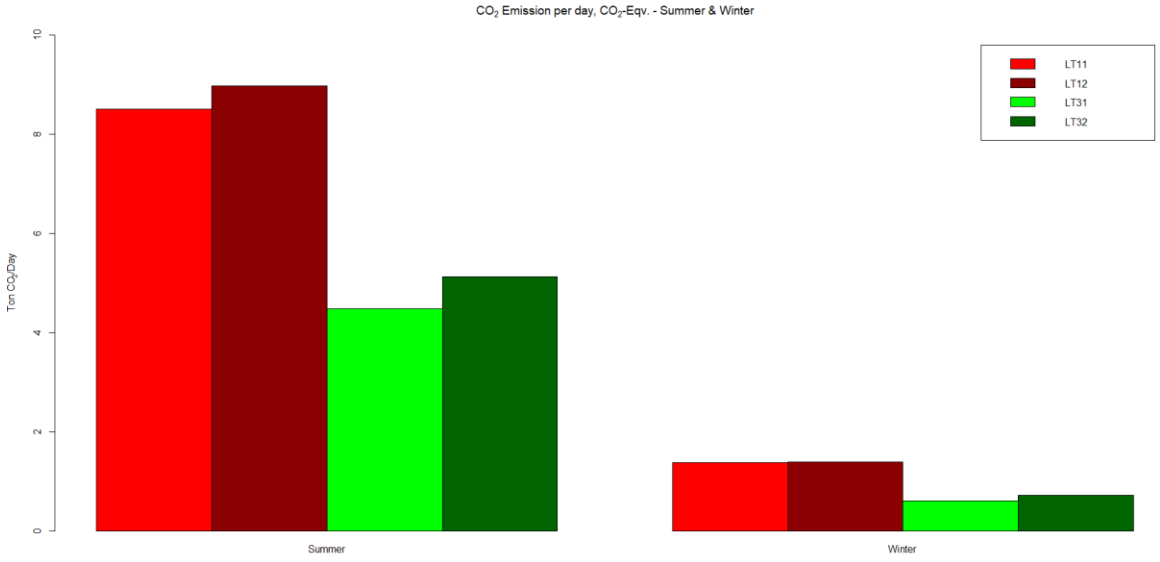


Figure 2 Data from all 4 years (1565 days) N_2O monitoring with four N_2O sensors showing the significant seasonal variation between winter (Oct-Mar) and summer (Apr-Sep) is observed.

The cumulative N_2O emissions over the years from 2020 to 2022 are shown in **Figure 3** for all 4 tanks. Interestingly, as mentioned above much of the emission is accumulated from March to August with variation between the compartments every year, but an overall similar trend.

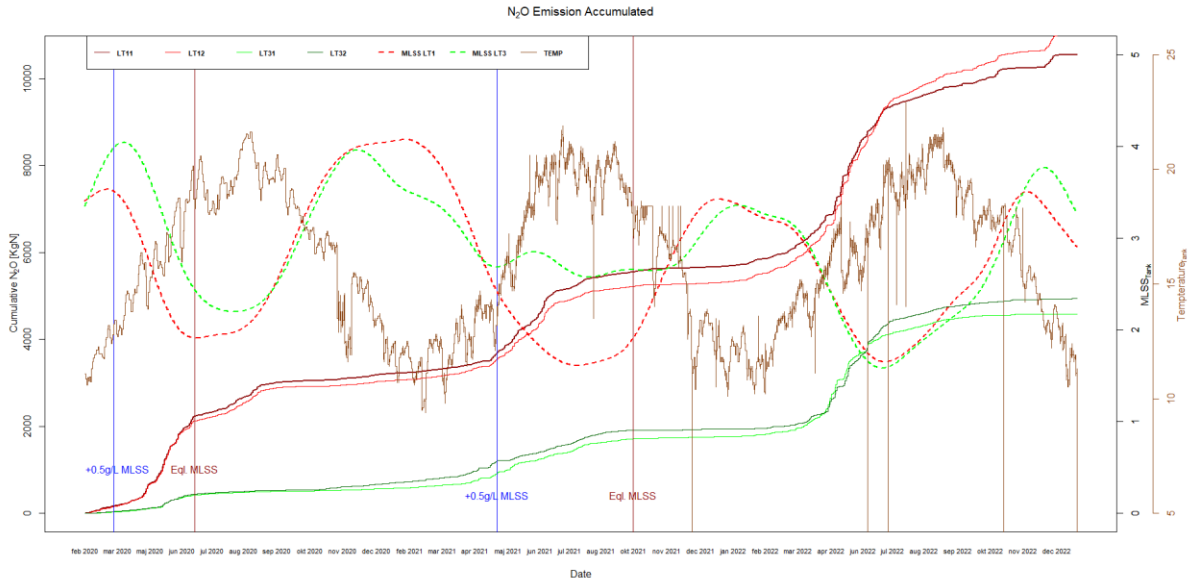


Figure 3 Cumulative plot of the N_2O emission from Feb 2020 to Jan 2023 from a total of 1215 days. The mean daily N_2O emission rate was accumulated (KgN). Similarly, the mean daily MLSS and Temperatures are depicted.

Based on both the cumulative N_2O emission and yearly average daily N-load, the baseline EF_{N2O} were calculated for the reference tanks. For the years 2019 to 2022, the average daily N-loads were 3,232, 3,138, 3,592, and 3,387 KgN, respectively, and the corresponding baseline average yearly EF_{N2O} were calculated to 3.85%, 2.24%, 1.45%, and 2.65% of daily TN_{Load} (see below **Table 1**). Using the IPCC CO_2-equivalent factor ($CO_{2\text{-eqv}}$) of 298 kg CO_2 per kg N_2O, a total CO_2 footprint of 16,532 Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ in 2019, 12,053 Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ in 2020, 8,924 Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ in 2021 and 15,363 Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ in 2022 from the bioprocess were realized. In comparison the EF_{N2O} of Avedøre WRRF are 2 – 4 fold higher than the average national and $IPCC_{2019}$ factors, indicating the importance of performing on-site monitoring of N_2O rather than relying on average assumption.

MLSS CONTROLLER CHANGE

As previously published (***Andersen et al. 2021***), we analysed data during the period in 2019, where parts of the aeration system were undergoing maintenance, resulting in reduced N_2O emissions by 65.5% due to the lower wastewater load. Following the results by ***Law et al. 2012*** showing that increased N_2O production can be attributed to increased specific NH_3 oxidation rate by ammonium oxidizing bacteria (AOB), we tested ways to decrease the specific AOB NH_3 oxidation rate by simply increasing the MLSS concentration in LT31 and LT32, keeping LT11 and LT12 as reference tanks. As shown in **Figure 4**, over the spring months of 2020 and 2021 a significantly reduced N_2O emission was observed coinciding with the increased MLSS concentration.

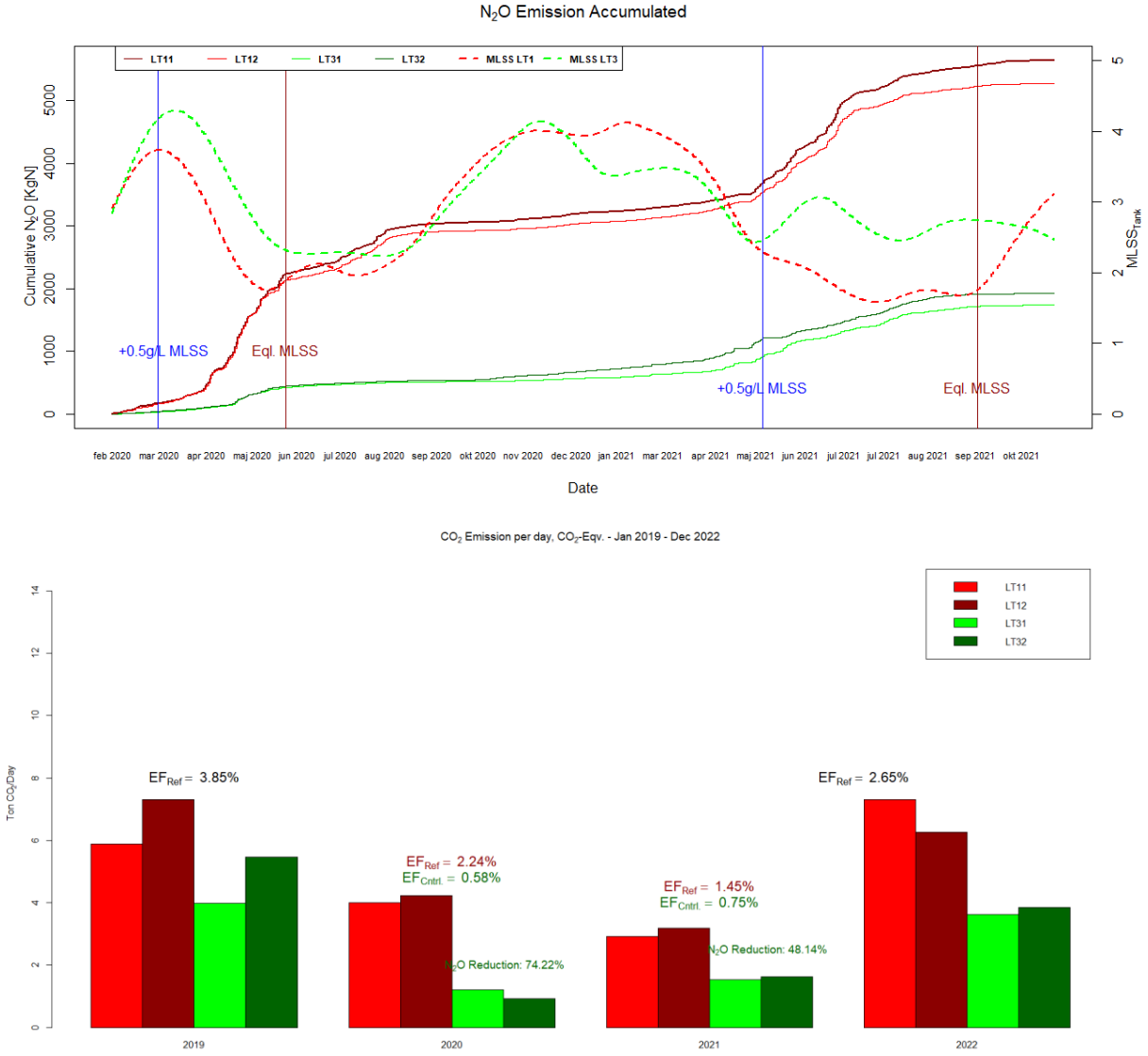


Figure 4 Cumulative plot of the N_2O emission from February 2020 to November 2021 from a total of 655 days. Comparison of the $CO_{2\text{-eqv}}$ emission per day (Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ /Day) between the reference tanks LT11 and LT12 (**red**) and the higher MLSS tanks LT31 and LT32 (**green**).

As a result of a better understanding of the process, potential control strategies to reduce emissions have been tested over 2 years. Compared with the reference tanks, an overall reduction of 74% in 2020 and 48% in 2021 was achieved with a total $CO_{2\text{-eqv}}$ saving of 13,692 Tons over the 2 years (**Figure 5**).

Figure 5 Comparison of the $CO_{2\text{-eqv}}$ emission per day (Ton $CO_{2\text{-eqv}}$ /Day) between the reference tanks LT11 and LT12 (**red**) and the higher MLSS tanks LT31 and LT32 (**green**). In 2019 and 2022 no MLSS increases were made, but a 25-day repair in LT31 in 2019 resulted in lower emissions from this tank. The N_2O emission factors are shown as EF_{N2O} in % N_2O/TN_{Load}. The emission reduction between the reference and controlled tanks are also shown in %.

Summarized in **Table 1**, 4 years of online N_2O emission monitoring have demonstrated high and variable EF_{N2O} based on daily TN_{Load} or daily $TN_{Treated}$ well above the $IPCC_{2019}$ factor. Furthermore, simple process changes have a significant impact on the cumulative N_2O

emission, as shown for the MLSS controlled tanks exhibiting a lower EF_{N2O} of 0.58% and 0.75% of the daily TN_{Load} for the years 2020 and 2021, respectively.

Table 1 Comparison of N_2O emission factors (% N_2O/TN_{Load} or % $N_2O/TN_{Treated}$) between the reference tanks LT11 and LT12 and the MLSS controlled tanks LT31 and LT32. In 2019 and 2022 no MLSS increases were made in any tanks and all 4 tanks were used for the average EF_{N2O} for these 2 years. Included is the average daily TN_{Load} for all years and Biofos' internal sampling data were used for average EF_{N2O} calculations, (typically 42 samples per year).

	EF TN Load Ref.	EF TN Treated Ref.	EF TN Load Cntrl.	EF TN Treated Cntrl.	Kg TN Load/Day	Kg TN Treated/Day
2019	3.85	4.37	-	-	3232	2845
2020	2.24	2.51	0.58	0.65	3138	2803
2021	1.45	1.63	0.75	0.85	3592	3197
2022	2.65	2.91	-	-	3387	3091

Clearly, the large seasonal and yearly variations undermine results deducted from typical short-term monitoring campaigns and the present work exemplifies the difficulty in extrapolating even yearly emission results or use of a reference year N_2O emission factor. Furthermore, for Biofos to have a reliable CO_2 footprint accounting for the bioprocess operations, real-time measurements are needed. This becomes even more clear when comparing the 4-year baseline mean EF_{N2O} of 2.54% N_2O-N/TN_{Load} with the IPCC and Danish national EF_{N2O}'s of 1.6% and 0.84% N_2O-N/TN_{Load}, respectively (**Figure 6**). Without measurements, the footprint accounting becomes high variable and dependent on key numbers outside Biofos' control.

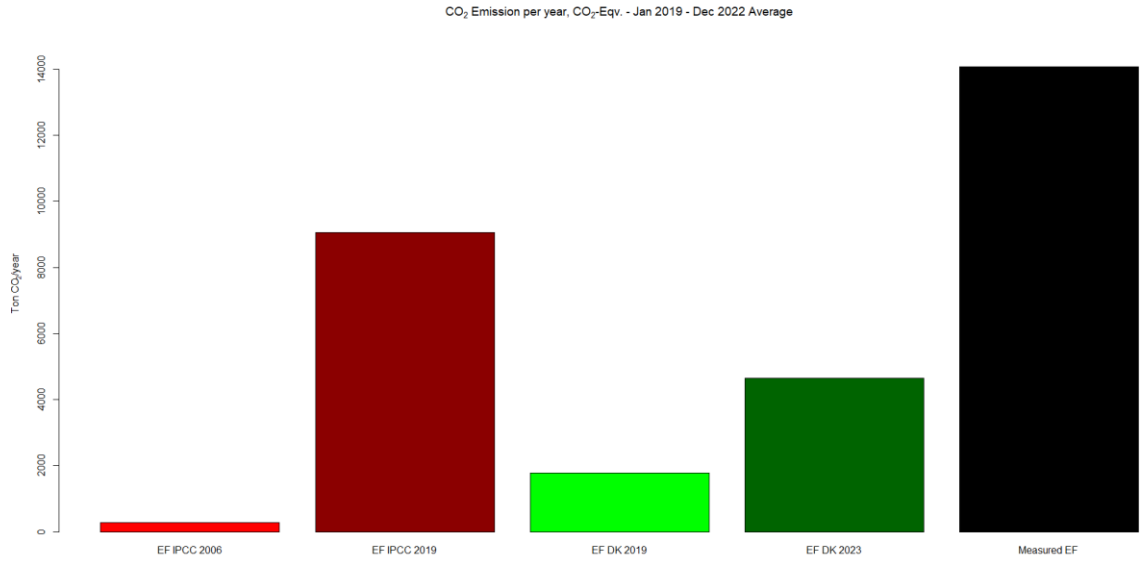


Figure 6 Comparison of the yearly $CO_{2\text{-eqv}}$ emission based on different EF_{N2O} from IPCC and Danish National EF_{N2O}.

One concern raised during the increase of the MLSS concentration in LT31/32 has been if the settled sludge volume index (SVI) would increase. As a measure of the settling ability of the mixed liquor in a wastewater treatment plant, a higher SVI value can lead to operational issues such as increased effluent turbidity, decreased sludge thickening, and increased solids carryover to the effluent. Notably, a lower dissolved oxygen concentration during the aeration phases can lead to poor biological activity and resulting poor floc formation. As shown in **Figure 7**, the SVI maintains steady values in both the reference tanks LT11/12 and also in the

LT31/32 tanks, that in 2020 and 2021, saw an increased MLSS concentration. As the oxygen level was maintained in all tanks, the increased MLSS in LT31/32 did not change the SVI notably and caused no problems maintaining low turbidity and solids carryover to the effluent.

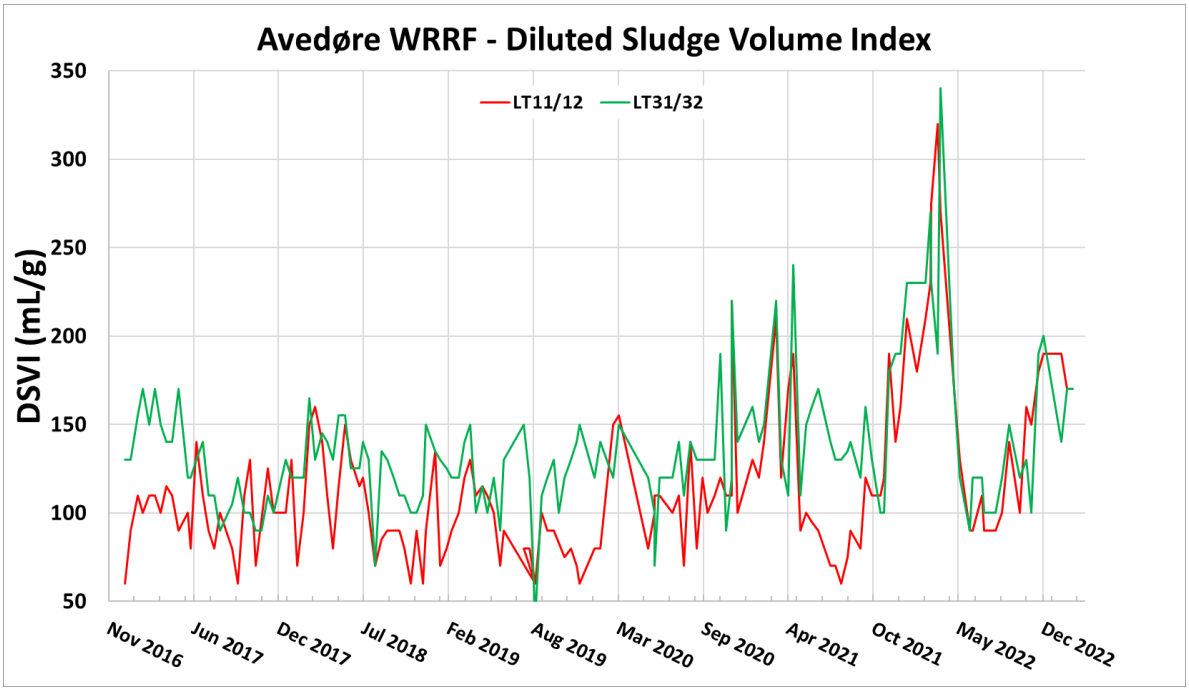


Figure 7 Diluted settled sludge volume index from 2016 to 2023. In total 2 x 144 samples have been analysed over the period from LT11/12 and LT31/32.

CARBON SHADOW PRICE – MLSS CONTROLLER

In order to estimate the cost of mitigating one tonne of $CO_{2\text{-eqv}}$ in tank LT31 & LT32 compared to the baseline reference tanks (measured in 2019 and 2022, and in LT11/12 in 2020 and 2021), the average cost of N_2O monitoring and mitigation measures incurred in the VARGA project were collected (**Table 2**). The initial CAPEX investments for 2 full systems equipped with 4 sensors, installation, connections to SCADA and online emission rate calculations are included with 5 and 10-year depreciation periods, respectively. The operating costs for new N_2O sensor heads, maintenance of the monitoring equipment, and also the yearly cost of data analysis included. As the cost of the MLSS controller changes to a few setpoints was very low, we included a cost estimate of ~20,000€ to reflect a normal implementation project, where controller & SCADA integration and feasibilities are analyzed before actual controller implementation.

Table 2 Listing of average cost of N_2O monitoring and mitigation measures taken in the VARGA project. Initial investments for 2 full systems equipped with 4 sensors, installation, connections to SCADA and online emission rate calculations are included with 5 and 10-year depreciation. Operating costs and maintenance of the monitoring equipment and cost of data analysis included.

Annual costs	Larger WWTP (>100.000 PE)	
New investment emission monitoring equipment*:	32.215	€ year 1
Depreciation period equipment:	5	year
Operating costs monitoring equipment:	5.369	€/year
New investment N_2O online control:**	20.134	€/year
Depreciation period N_2O online control:	10	years
Additional operating costs (energy, external carbon, wastewater charges):	*0*	€/year
Data analysis:	1.342	€/year
Annual costs (total):	15.168	€/year

* CAPEX cost based on Unisense Enviroment equipment (BAT)

**Under the condition that the WWTP already has advanced online control

For calculating the carbon shadow price, the mean loading through the 4 monitoring years of 3,337 KgN per year and a 4-year baseline mean EF_{N2O} of 2.54% N_2O-N/TN_{Load} were used. For the mitigation effect of the adjusted mixed liquor suspended solids (MLSS) controller, the 2-year mean EF_{N2O} of 0.67% of the daily TN_{Load} for the years 2020 and 2021 (see **Table 1**), were used. Note that the controller is simply a few setpoint changes to the sludge age controller already regulated by STAR Control®.

Table 3 Carbon Shadow price calculation based on 4 years of VARGA N_2O monitoring and mitigation trails. Based on an average nitrogen loading and a baseline mean EF_{N2O} of 2.54% N2O-N/TN_{Load}, the baseline emissions was 10,089 tons $CO_{2\text{-eqv}}$ higher than in the controlled tanks with increased MLSS. Dividing the mitigation cost by the averted $CO_{2\text{-eqv}}$ emissions, the average cost of

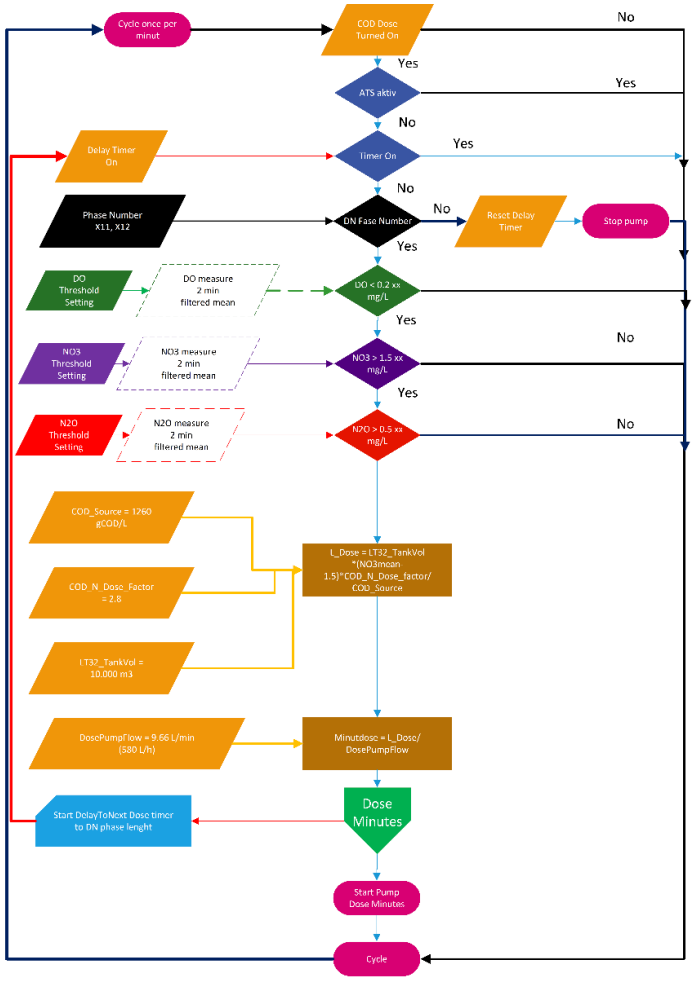
	EURO Carbon shadow price calculator	
Nitrogen load in the inlet:	**3.337**	**kg T-N/day**
Emission factor (EF_{N2O}): 4-year average	2,54	**% N_2O-N/T-$N_{influent}$**
Yearly cost for N_2O related actions:	**15.168**	**EUR/year**
Influent load	278.083	PE (T-N)
	3.337	kg T-N/day
	1.218	tons T-N/year
Annual cost of N_2O related actions:	15.168	EUR/year
Mean N_2O emissions based on EF_{N2O}:	88,10	kg N_2O-$N_{Influent}$/day
	32,16	tons N_2O-$N_{Influent}$/year
	15.058	tons $CO_{2\,eq.\ Influent}$/year
Mean Averted $CO_{2\,eq.}$ at 67% emission reduction:	10.089	tons $CO_{2\,eq.\ Influent}$/year
Carbon shadow price per ton averted $CO_{2\,eq.}$ (at 2-year average 67% mean reduction):	**1,50**	**EUR/ton CO2 eq. averted**

The calculated cost of removing one tonne of $CO_{2\text{-eqv}}$ is between 1.5 to 5 €, depending on how efficient the mitigation MLSS and DO controllers work. With a potential introduction of a nitrous oxide CO_2 tax of e.g. 90€ /tonne, utilities will have a strong incentive to become climate neutral. For reference, the CO_2 price of emissions allowances in the EU as cost per tonne of carbon dioxide produced is trading around 100€ and is projected to increase to 130€ by fall 2024.

EXTERNAL CARBON CONTROLLER

Not only increased N_2O production, that can be attributed to increased specific NH_3 oxidation rate by ammonium oxidizing bacteria, but also heterotrophic formation of N_2O can take place. In particular, if there is a deficit of organic carbon (Chemical Oxygen Demand, COD) during the denitrification.

During denitrification, heterotrophic bacteria use nitrate (NO_3^-) as the terminal electron acceptor instead of oxygen, and this process occurs in an anoxic environment. Therefore, the heterotrophic bacteria also need a source of organic carbon to use as an energy source and electron donor. Therefore, a deficit of organic carbon, COD, can limit both the rate of denitrification more likely incomplete denitrification, that will result in an accumulation of nitrite and dissolved N_2O in the process tank. Eventually, the N_2O accumulation will lead to emission in the following aeration phase.



As part of the pre-work to incorporate the WP2 N_2O controller strategies with the improved organic carbon harvest in WP1, we tested a carbon source doing strategy using imported bulk glycerol stock as the COD source. In **Figure 8** the COD controller principal diagram is depicted. The controller monitors the DO, NO_3, and N_2O levels in the controlled tank before dosing a pre-calculated COD amount. Starting with a confirmation that a denitrification phase is started and that the dissolved oxygen is steady below 0.2 mg/L over a 2-minute period, pre-set threshold values for NO_3 at 1.5 mg N-NO_3/L and the N_2O level at 0.4 mg N-N_2O/L are checked. If passed, the volume of the COD dosage is calculated and dosed. A timer is set to avoid a new COD dosage in the same denitrification phase.

Figure 8 COD Controller principal diagram. The controller monitors the N_2O, DO and NO_3 levels in the controlled tank before dosing a pre-calculated COD amount.

Due to limited access to the plant during COVID but also because of limited glycerol stock availability, only a short dataset with an active COD dosing was obtained. As is shown in **Figure 9**, when the controlling dosage by calculating the needed COD and using NO_3 and N_2O sensors as threshold limits, effective dosages are added to the tank in real time. A N_2O emission reduction of 5.1% was achieved over the 20-day test period and although the COD dosing is certainly effective, but the limit for when COD dosing was done, was perhaps too high (0.4 mg N-N_2O/L) to move the nitrous oxide down. Furthermore, the volume to be dosed is relatively high and in the future, the COD control should therefore be coupled with a bypass valve or inlet from a hydrolysis tank to regenerate enough COD.

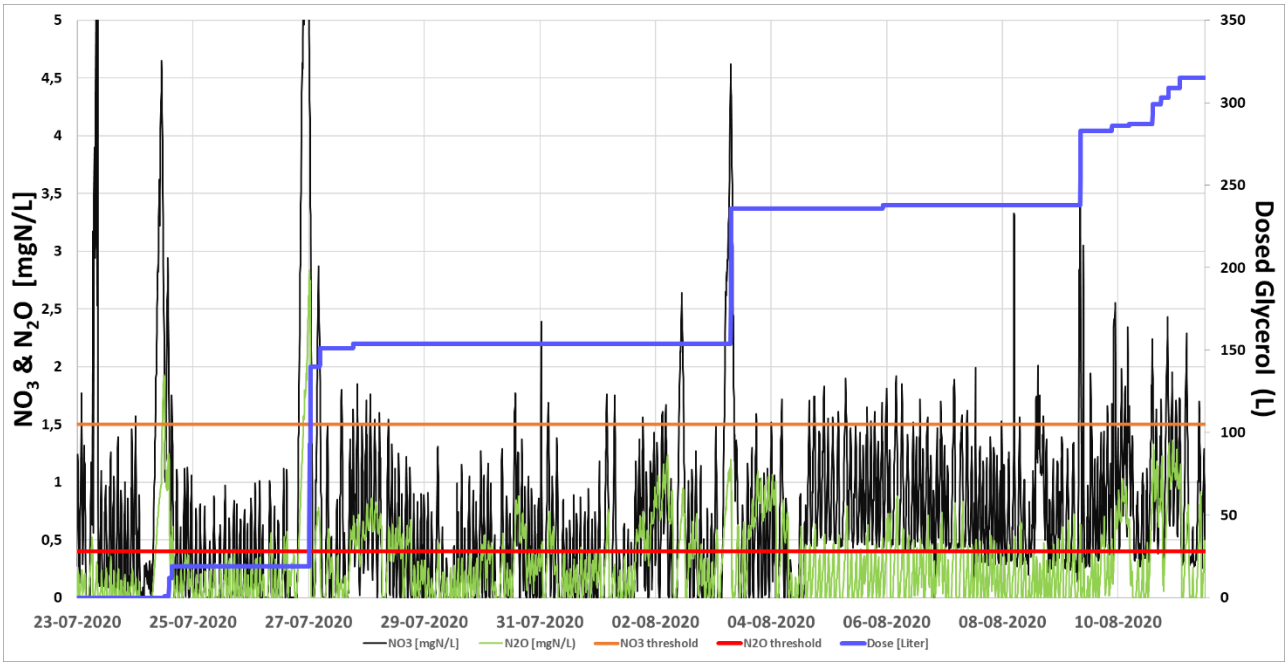


Figure 9 COD controller test. 20 days of testing with 3 major and multiple smaller dosing events.

While carbon harvesting is beneficial for a higher biogas production and coupled energy related CO_2 displacement (electricity and heat export), efficient carbon harvesting can at the same time cause a degradation of biological nitrogen removal. Therefore, an increase of nitrous oxide emissions due to a lack of organic carbon in the biological steps of the treatment plant can quickly discount any energy related CO_2 displacement. A carbon tax would therefore be an important regulatory instrument to ensure the right balance between energy and climate neutrality.

REFERENCES

Baresel, C., Andersson, S., Yang, J., Andersen, M.H. **2016** Comparison of nitrous oxide (N_2O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research, **7**(3), p 185-191.*

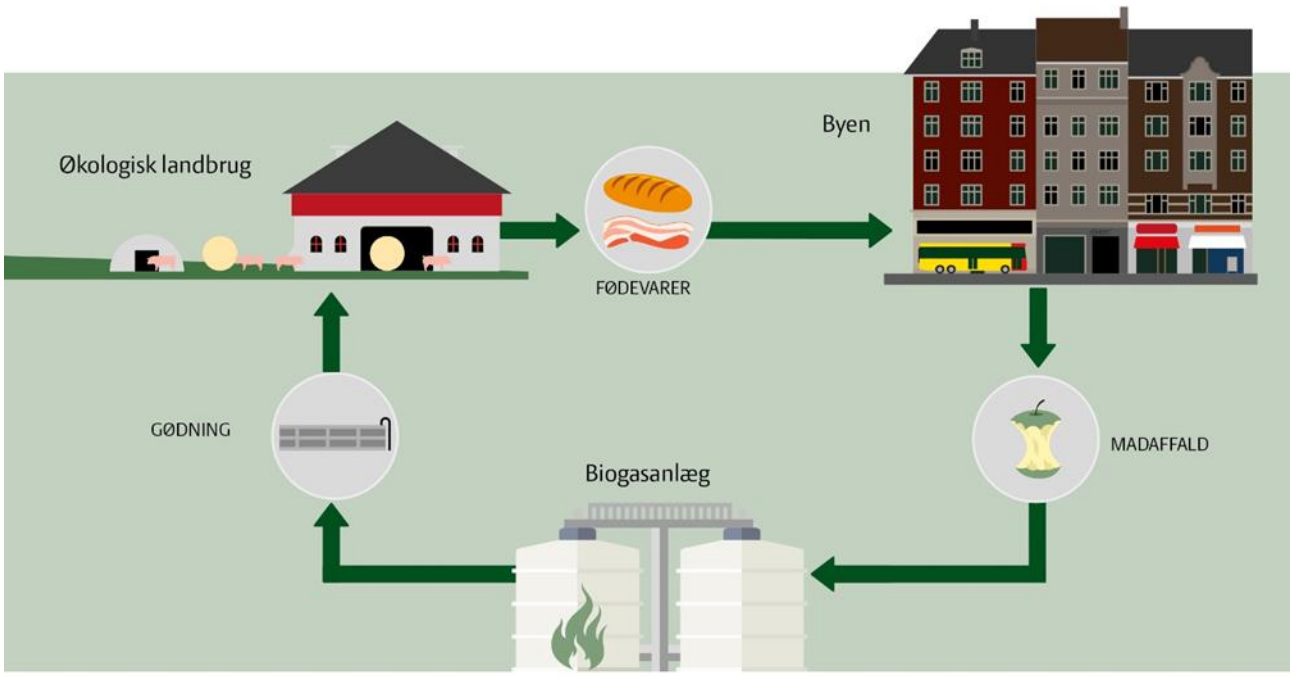
2019 Refinement Report *https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/19R_V5_advance.zip*

Andersen, M.H., Chen, X., Mielczarek, A., Madsen, J.A, G. Sin, G., and Thornberg, D. 2021 Effect of nitrogen loading and control strategies on online N_2O emission and CO_2 accounting at fullscale. *IWA Digital World Water Congress **2021***

Xueming Chen, Artur Tomasz Mielczarek, Kirsten Habicht, Mikkel Holmen Andersen, Dines Thornberg, Gurkan Sin, **2019a** Assessment of Full-Scale N_2O Emission Characteristics and Testing of Control Concepts in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant with Alternating Aerobic and Anoxic Phases *Environ. Sci. Technol. 2019, 53, 21,*

Xueming Chen, X. and Sin G. **2019b** VUDP project "Demonstration af en ny kontrol metode til at reducere lattergas udledningen fra renseanlæg" (ID No. 87.2016)

Law, Y., Ni, B-J., Lant, P., Yuan, Z. **2012** N_2O production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate. *Water Res. **46**(10),p 409-419.*



VARGA wp 3 notat:
Økologiske landmænds gødningsbehøv og syn på madaffald som gødningskilde

FORFATTERE:
SVEND OLAV BENGTSON
SVEN HERMANSEN, BIRGIT INGVORSEN CASPER LAURSEN (CALA@SEGES.DK)
Forord ved ARC, leder af wp3
SEGES, Landbrug & Fødevarer F.m.b.A
Agro Food Park 15, DK 8200 Aarhus N.

Udgivet
1. april 2019

Forord

Dette notat er en leverance til arbejdspakke 3 i fyrtårnsprojektet VARGA (Vand Ressource Genvindings Anlæg), som er støttet af MUDP midler. Formålet med VARGA er bl.a. at udvikle udnyttelsen af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer. Arbejdspakke 3 undersøger derfor den cirkulære økonomi for madaffald, der er kildeindsamlet i de 5 storbykommuner som ejer affaldsselskabet ARC, og derefter bioforgasset. Arbejdspakken omfatter bl.a. markforsøg som skal demonstrere gødningsværdien af det afgassede madaffald, og en undersøgelse blandt økologiske landmænd på Sjælland. Undersøgelsens omfang uddybes nedenfor under opgavebeskrivelsen.

ARC har ansvaret for arbejdspakke 3. SEGES udfører som underleverandør de bestilte undersøgelser.

Arbejdet koordineres med arbejdspakke 6, som omfatter bioforgasning af madaffaldet. Envidan har ansvaret for denne arbejdspakke.

Opgavebeskrivelse

Med udgangspunkt i en plan om recirkulering af kildesorteret husholdningsaffald, og returnering af næringsstoffer til økologiske landmænd på Sjælland, vurderes disse landmænds behov for næringsstoffer. Samtidig undersøges den deraf følgende vurdering (af produkt), værdisætning og betalingsvillighed, i forbindelse med at aftage bioforgasset KOD. Værdisætningen beregnes på basis af sammenligning med andre gødningsmidler (konv./øko.), mens landmændenes generelle vurdering af produkt samt betalingsvillighed vurderes på baggrund af spørgeskemaundersøgelse og dialogmøder. Desuden adresseres udbringningsmetoder, lovgivning, håndtering og potentiale i den økologiske landbrugsproduktion.

Sammendrag af udvalgte hovedpunkter

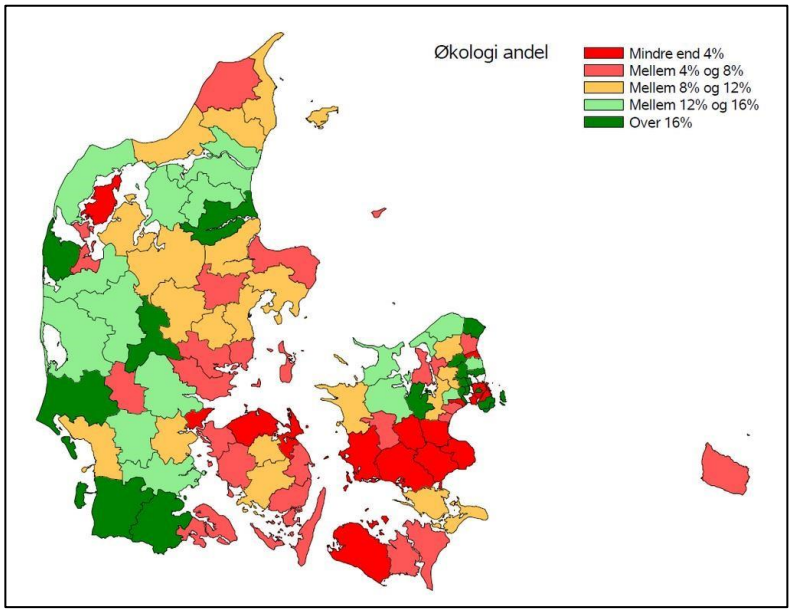
- Lav husdyrtæthed på Sjælland medfører svær tilgængelighed af organiske næringsstoffer.
- God repræsentation i landmandsundersøgelse, som tæller større planteavlere på Sjælland
- Hovedparten af deltagerne i undersøgelsen har ikke den tilladte mængde nærringstoffer til rådighed, og mange anvender tilskudsordning ved lav kvælstoftildeling, hvilket medfører suboptimal gødskning.
- Der er et dokumenteret behov for øget næringsstoftilførsel blandt planteavlere på Sjælland, og over halvdelen af de landmænd, der deltog i undersøgelsen, ønsker at kunne bruge flere nærringstoffer end de gør i dag.
- Forslag til ny gødningsmodel favoriserer brug af recirkulerede rest- og affaldsprodukter på økologiske bedrifter.

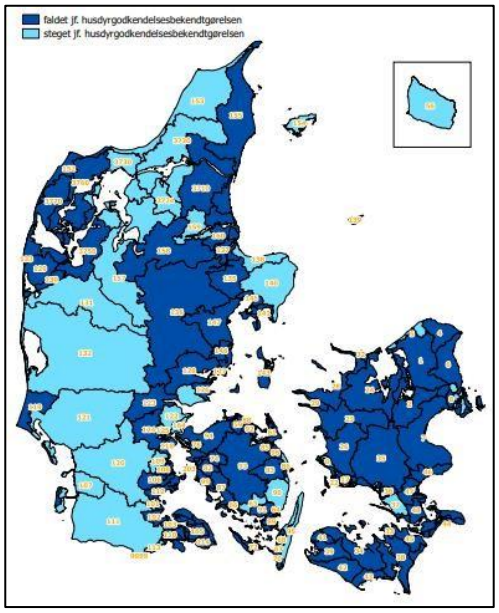
- Der er blandt landmænd stor opmærksomhed på potentiel forekomst af fysiske urenheder i gødningsprodukter med oprindelse i affald. Plast er den paramenter, der er mest fokus på.
- Der er lav eller ingen lagerkapacitet på de fleste bedrifter, hvilket skal adresseres inden produktion af gødningsprodukt, men der opleves klar tendens til at ville opføre gyllebeholdere, hvis det medfører større næringsstofinput og stabilitet.
- Udnyttelsen af kvælstof i digestat afhænger bl.a. af valg af udbringningsmetode. Forskellige udbringningsmetoder gør også, at digestat kan udbringes både før og efter etablering af afgrøde.
- Med baggrund i den lave lovpligtige kvælstofudnyttelse og det nuværende omlagte areal vurderes behovet for øget næringsstoftilgængelighed nemt at kunne modsvare den forventede producerede mængde digestat – selv hvis det kun udbydes blandt undersøgelsens deltagere.
- Tendens til større betalingsvillighed hos de landmænd, der ønsker at udnytte ejendommens kvælstofkvote til fulde, eller som har et ønske om at udfase konventionel husdyrgødning.
- De økologiske landmænd prissætter næringsstofferne i det recirkulerede gødningsprodukt højere end næringsstofferne i handelsgødning og konventionel husdyrgødning.
- Stort potentiale for afsætning af næringsstoffer til økologiske bedrifter, samt forventning til flere omlægninger til økologi, hvis flere nærringstoffer gøres tilgængelige.

Baggrund

Miljøstyrelsen udgiver hvert år en kortlægning af den eksisterende indsamlingsordninger i kommunerne (Miljøstyrelsen 2018). Den seneste kortlægning viser status pr. 31. december 2018. Heraf fremgår det, at der ved indgangen til 2019 er 40 ud af landets 98 kommuner, som har en ordning for kildesortering af mad- og køkkenaffald, ligesom det også fremgår, at 21 andre kommuner har planer om at udrulle lignende ordninger inden for de næste få år (2019-2022). Dermed er kildesortering af organisk husholdningsaffald efterhånden en landsdækkende indsats, som efterlader kommunerne med en beslutning om affaldets efterfølgende genanvendelse.

Det økologiske landbrugsareal vokser på landsplan, og er nu på næsten 280.000 ha (pr. 31. maj 2018), hvilket svarer til 10,5 % af det samlede landbrugsareal (Landbrugsstyrelsen nyheder 2019). De store arealer findes primært i husdyrtætte områder (Jylland), mens særligt Fyn og områderne øst for Storebælt halter efter (se figur 1) – dette bl.a. pga. mangel på næringsstoffer. Sammenholdt med de økologiske landmænds behov for tilførsel af næringsstoffer (særligt på Sjælland) er det oplagt at det indsamlede husholdningsaffald returneres til landbruget, hvorfra meget af mad- og køkkenaffaldet oprinder, så man på den måde får en reel recirkulering/tilbageførsel af næringsstoffer fra by til land. På figur 2 ses udviklingen i dyreenheder fra 2007 til 2016, hvilket bl.a. giver et billede af, om mængden af husdyrgødning i et givet område stiger eller falder. Kortet sandsynliggør, at manglen på organisk gødning i Østdanmark forværres.





Figur 1. (til venstre): Andelen af økologisk areal i forhold til det samlede landbrugsareal i alle landets kommuner. Rød farve illustrerer kommuner med en økologiandel, der er mindre end landsgennemsnittet på 10,5 %, mens grøn farve viser et økologiareal over l

Figur 2. (til højre): Udviklingen i dyreenheder fra 2007 til 2016. Den lyseblå farve viser de vandoplande, hvor mængden af dyreenheder (og dermed mængden af husdyrgødning) er steget fra 2007 til 2016, mens de mørkeblå områder viser vandoplande, hvor mængden af

Metode

Data er indhentet i samarbejde med landbrugsrådgivningsvirksomheden Økologisk VKST, som gennem deres rådgivningsarbejde har tæt kontakt til de økologiske landmænd på Sjælland. Igennem Økologisk VKST's organisering af professionelle økologiske landmænd i ERFA-grupper, er der afholdt dialogmøder, som et led i den allerede eksisterende struktur omkring ERFA-grupper, med potentielt interesserede aftagere af bioforgasset KOD. Ved dialogmøderne er de deltagende landmænd informeret om projektet, initiativet omkring produktion af gødning fra bioforgasset KOD, mødets indhold og fremgangsmåde, samt bedt udfylde et spørgeskema. Spørgeskemaet spørger ind til deres næringsstofbehov, deres tanker om værdi af næringsstoffer og gødningsmidlet baseret på afgasset KOD, samt holdninger til brug af husholdningsaffald som gødning på deres marker. Data fra spørgeskemaundersøgelsen fremgår af bilag 1, bagerst i notatet.

Sideløbende med føromtalte undersøgelse og dialogmøder er det også undersøgt, hvad landmænd, der påtænker at lægge om til økologi, og som har gennemført omlægningstjek i samarbejde med økologikonsulenter fra Økologisk VKST, mener om brugen af bioforgasset KOD som gødning på deres landbrugsarealer. Denne del er udført, ved at Økologisk VKST har

gennemgået referater fra omlægningstjek i 2017 og 2018, hvor næringsstoffer og fremtidig næringsstofforsyning altid er et tema.

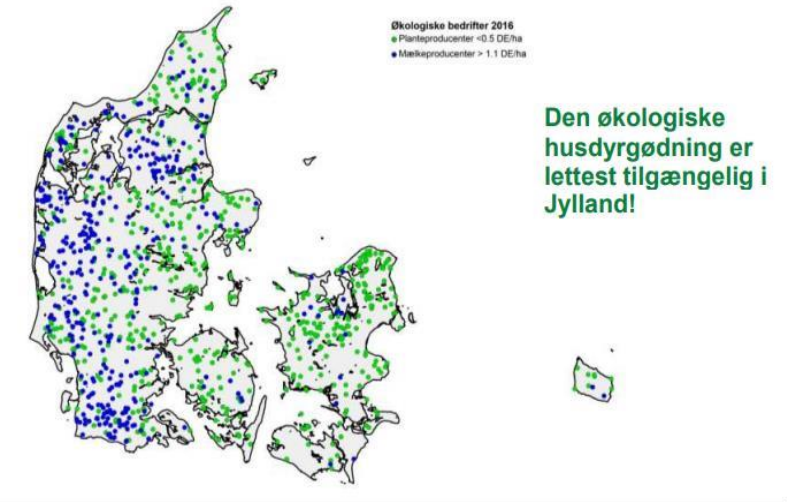
Adressering af økologiske landmænds behov for flere næringsstoffer

Ud fra en undersøgelse blandt større økologiske planteavlere på Sjælland og med faglig baggrund i et tidligere produceret notat (Hørfarter, et al. 2017) analyseres behov (næringsstoffer) og betalingsvillighed (gødningsprodukt fra afgasset husholdningsaffald/KOD) blandt økologer på Sjælland.

Der er i undersøgelsen svar fra 17 økologiske landmænd på Sjælland, som tilsammen opdyrker 5.352 ha af de i alt 14.561 ha økologisk landbrugsjord med planteavl[1] på Sjælland (Landbrugsstyrelsen - Statistik 2018). Det samlede økologiske areal på Sjælland er på 39.645 ha, men det er primært arealerne med planteavl, som vurderes at være interessant som aftager af bioforgasset KOD. Det er primært større planteavlsbrug, som landmændene, der deltog i føromtalte undersøgelse, driver, og de anses dermed som potentielle aftagere af næringsstofferne. De deltagende landmænd dyrker til sammen ca. 37 pct. af det samlede økologiske planteavlsareal på Sjælland, og det vurderes dermed, at være tilstrækkelig repræsentation til at danne et retvisende billede af behov og betalingsvillighed blandt gruppen af større planteavlere på Sjælland. Størstedelen (88 pct.) af de økologiske landmænd, der har deltaget i undersøgelsen, tilfører ikke de 100 kg NH_4-N[2] pr. ha, som de maksimalt må tilføre, hvis de samtidig vil beholde deres ret til tilskud. 100 kg. NH_4-N pr. ha er den kvælstofkvote, der må gødes op til. Tilførslen beregnes som et gennemsnit af bedriftens harmoniareal. 70 pct. af de adspurgte benytter sig af en tilskudsordning, der bevirker, at de kan modtage et ekstra arealtilskud på 500 kr. pr. ha, hvis de maksimalt tilfører 60 kg NH_4-N pr. ha.

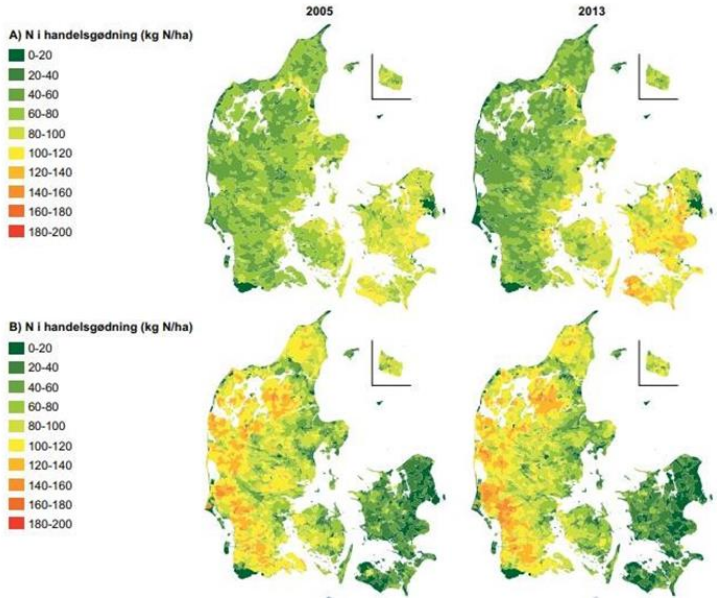
[1] Planteavl dækker over kategorierne: ”specialiseret planteproduktion” og ”foderproduktion”

[2] NH_4-N er ammoniumkvælstof – det er den del af det tildelte kvælstof, som, modsat organisk bundet kvælstof, er umiddelbart tilgængeligt for afgrøderne. NH_4-N benævnes også ”udnyttet-N” eller ”ammonium-N”.



Figur 3. Økologiske bedrifter i 2016. Blå markeringer er mælkeproducenter (>1,1 DE/ha) og grøn markering er planteproducenter (<0,5 DE/ha) (Lars Holdensen, L&F 2016)

Figur 3 viser hvordan de økologiske mælke- og planteproducenter er fordelt i Danmark i 2016. Som det ses på figuren, er langt størstedelen af mælkeproducenterne placeret i Jylland. Den lavere husdyrtæthed på Sjælland reducerer tilgængeligheden af økologiske næringsstoffer. Det bevirker at mange økologiske planteavlere vælger den lavere gødningskvote, og dermed gøder suboptimalt. Ifølge udtræk fra gødningsregnskaberne opgjort af SEGES er Sjælland den landsdel, hvor der indberettes det laveste forbrug af kvælstof pr. ha for økologiske bedrifter. Det fremgår også af figur 4, at tildelingen af N i handelsgødning er størst på Sjælland og i Østjylland, mens tildelingen af N i husdyrgødning er størst i den vestlige del af landet. Tendensen er den samme i 2005 og 2013, om end det generelle tildelingsniveau er højere i 2013.



Figur 4. A) Tildeling af kvælstof i handelsgødning i 2005 og 2013. B) Tildeling af kvælstof i husdyrgødning i 2005 og 2013 (i figuren står der "handelsgødning", det er en fejl i publikationen) (Baatrup-Pedersen, et al. 2016).

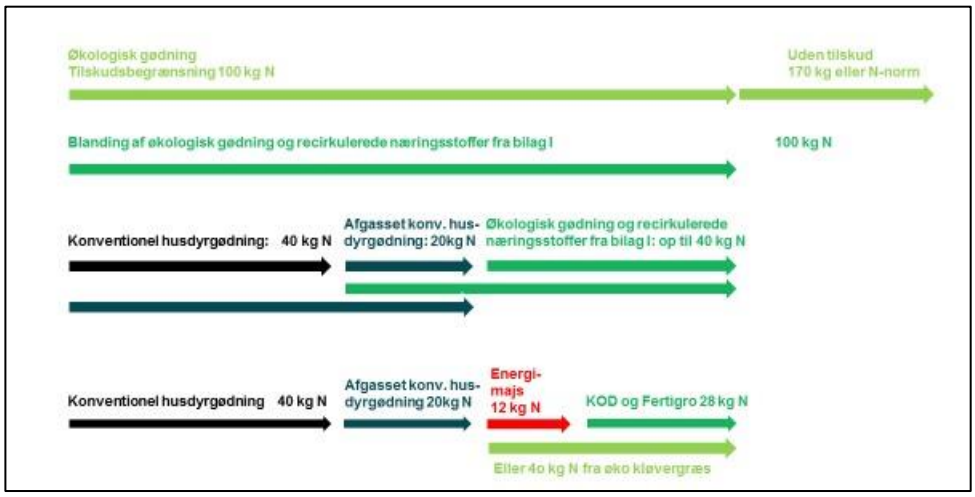
Over 50 pct. af de adspurgte landmænd har et ønske om at kunne tilføre flere næringsstoffer til deres landbrugsarealer, end de gør i dag. Nogle ønsker at gøde efter den højere kvælstofkvote (100 kg udnyttet kvælstof pr. ha), mens andre har et ønske om at udfase brugen af konventionel husdyrgødning.

På nuværende tidspunkt er regelsættet således, at økologiske landmænd må bruge 50 kg NH_4-N pr. ha fra konventionelle gødningskilder (se næste afsnit). Der må efterfølgende gødes med økologisk gødning op til kvælstofkvoten på 100 kg NH_4-N pr. ha. Der kan dog søges en dispensation, som gør, at der kan bruges over 50 kg N pr. ha fra konventionelle gødningskilder, hvis der kan dokumenteres et ekstra behov, og hvis man samtidig lever op til nogle særlige sædskiftekrav (Landbrugsstyrelsen 2019).

Ny gødningsmodel

Recirkulering er et grundlæggende princip i den økologiske tankegang (Landbrug og Fødevarer - Økologi 2017) Introduktion af flere recirkulerede gødningsprodukter vil højne bæredygtigheden i økologien. Der er fra den økologiske branches side (Landbrug & Fødevarers Økologisektion, Økologisk Landsforening) udarbejdet et forslag til ny praksis for brug af konventionel gødning i den økologiske produktion. Forslaget er illustreret på figur 5. Det er fortsat i proces (endnu ikke vedtaget), og det forventes indført fra gødningsåret 2020/21. Forslaget omhandler en ny gødningsmodel, hvor der sættes særligt fokus på at tilskynde til indfasning af recirkulerede rest- og affaldsprodukter samt at reducere anvendelsen af konventionel husdyrgødning.

Af de 100 kg udnyttet-N pr. ha, som efter økologiforordningen, må tildeles i den økologiske produktion, må maksimalt 50 kg i dag være fra ikke-økologiske gødningskilder. Disse omfatter både ikke-økologisk husdyrgødning samt recirkulerede rest- og affaldsprodukter, som er godkendt til økologi. Disse er listet på Økologi vejledningens bilag 1. I det nye forslag skærpes reglerne for brug af konventionel husdyrgødning, så der maksimalt må bruges 40 kg NH_4-N pr. ha af ikke-afgasset konventionel husdyrgødning. Hvis husdyrgødningen er afgasset i et biogasanlæg, kan der tilføres ekstra 20 kg NH_4-N pr. ha. Det vil sige, at der sammenlagt kan bruges op til 60 kg NH_4-N pr. ha fra konventionel husdyrgødning. Udover den tilladte mængde kvælstof fra konventionel husdyrgødning kan der tildeles næringsstoffer med økologisk status (fx økologisk husdyrgødning, økologisk grøngødning eller afgassede økologiske produkter) eller fra recirkulerede produkter op til kvælstofkvoten på 100 kg NH_4-N pr. ha. Med den nye model vil det være muligt indenfor økologireglerne at gøde op til 100 kg NH_4-N pr. ha uden nogen andel af økologisk gødning, hvis der i stedet bruges godkendte recirkulerede produkter (fx bioforgasset KOD). Forslaget indebærer dog, at økologer, der vil gøre brug af ikke-økologiske gødningsmidler, bliver stillet overfor et sædskiftekrav på min. 25 pct. bælgplanter. Dette krav skal reducere de økologiske bedrifters klimaaftryk, og forbedre økologernes sædskifter, så de i større grad lever op til de økologiske principper. Den nye gødningsmodel gør brug af bioforgasset KOD attraktivt, da det kan forøge/forbedre det kvælstofinput, som de økologiske landmænd efterspørger.



Figur 5. Gødning til fremtidens økologer – importmuligheder i nyt politisk udspil/forslag fra den økologiske branches side. Modellen viser 3 forskellige eksempler for mulig tilførsel af gødning op til kvælstofkvoten på 100 kg udnyttet-N pr. ha (Landbrug og Fødevarer 2018)

Renhed og lagerkapacitet

Der er, som et led i undersøgelsen, spurgt ind til de enkelte landmænds villighed til at aftage et gødningsprodukt, der har sin oprindelse i en affaldsproduktion, og som er indsamlet hos almindelige borgere. Alle de deltagende aftager gerne gødningsproduktet, men understreger samtidig vigtigheden af gødningsproduktets renhed. Det fastholdes også, at produktet skal leve op til grænseværdierne for tungmetaller

(Landbrugsstyrelsen 2018). Fysiske urenheder et fokuspunkt: Flere landmænd har modtaget kompost bl.a. fra lokale genbrugsstationer, som også er indsamlet via kommunal indsamlingsordning. De har selv haft eller hørt om problemer med plast og andre urenheder i produktet. Plast er den parameter indenfor fysiske urenheder, som landmændene er mest opmærksomme på.

Mange af landmændene har ikke lagerkapacitet til opbevaring af flydende gødning. Det vil imidlertid ofte være en forudsætning for at afsætningen kan lade sig gøre. Det er derfor meget vigtigt, at der bliver arbejdet med modeller for etablering af gylletanke, som enten placeres hos aftager eller mere centralt; i forbindelse med biogasanlæg. Flere landmænd viser i undersøgelsen interesse for at oprette eller udbygge deres eksisterende lager – eventuelt som medinvestor.

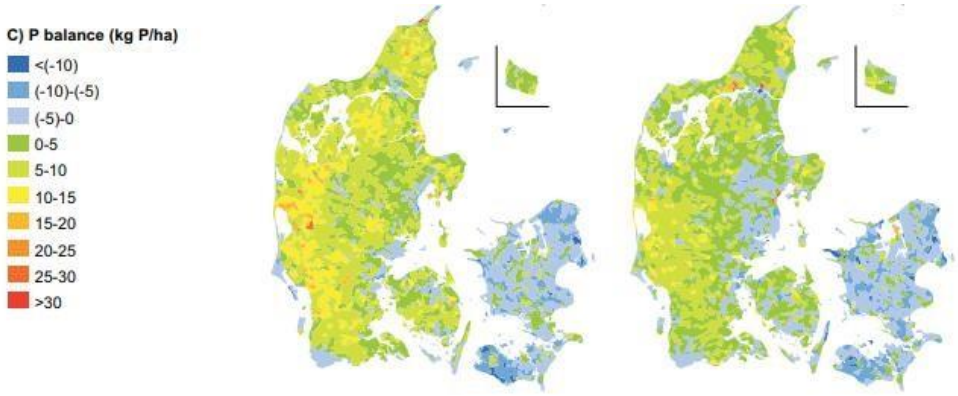
Med baggrund i undersøgelsen tegner der sig en tendens til, at landmænd, der ønsker at udnytte hele ejendommens kvælstofkvote, er særligt samarbejdsvillige hvad angår etablering af lager. I tidligere notat (Hørfarter, et al. 2017) vurderes det også, at der skal etableres nye gylletanke, da der ikke på nuværende tidspunkt er tilstrækkelig kapacitet til den estimerede produktion i de nødvendige 8-10 måneder.

Betalingsvillighed

Udgangspunktet for landmændenes villighed til at betale for et gødningsprodukt, der består af afgasset KOD, er egen forventning til, hvad næringsstoffer er værd på deres egen bedrift. Udgangspunktet er altså forskelligt. Hos de landmænd, der ønsker at udnytte ejendommens kvælstofkvote til fulde, eller som har et ønske om at udfase konventionel husdyrgødning, er der tendens til større betalingsvillighed, end hos de landmænd, som fortsat ønsker at gøre brug af muligheden for øget arealtilskud ved tildeling af maksimalt 60 kg NH_4-N pr. ha. Med det øgede arealtilskud in mente er det ikke alle de adspurgte landmænd, der er overbeviste om, at muligheden for ekstra tildeling af gødning er rentabelt. Risiko for et potentielt fremtidigt forbud mod brug af konventionel husdyrgødning i økologien synes at være den vigtigste motivation for betaling for gødningsproduktet.

Ud fra landmandsundersøgelsen er der lavet et vægtet gennemsnit af, hvad landmændene vil betale pr. kg kvælstof. Det vægtede gennemsnit tager udgangspunkt i deltagernes hektarandel, og giver dermed en pris for gødningsmidlets kvælstof i kg *pr. ha* fremfor *pr. landmand*. Det er interessant, fordi der formodes afsat mere gødning til landmænd med store opdyrkede arealer end til landmænd med mindre arealer, hvorfor landmænd med mindre arealers prissætning ikke bør vægtes så højt. Det vægtet gennemsnit for betalingsvillighed pr. kg kvælstof er 10,2 kr. Til sammenligning er prisen (2018) i handelsgødning 7,40 kr. pr. kg kvælstof, mens nogle betaler endnu mindre for konventionel husdyrgødning. Med udgangspunkt i kvælstof viser undersøgelsen altså, at de adspurgte økologiske landmænd i gennemsnit prissætter det recirkulerede gødningsprodukt højere end handelsgødning og konventionel husdyrgødning. Den forhøjede betalingsvillighed tilskrives både en potentiel økonomisk gevinst ved tilførsel af større kvælstofmængder, en bedre overensstemmelse med de økologiske principper, herunder ønske om udfasning af de konventionelle husdyrgødninger, samt et ønske om øget tilgængelighed af næringsstoffer, hvis brug af konventionel husdyrgødning forbydes i den økologiske landbrugsproduktion.

Der er vanskeligt at konkludere noget endeligt i forhold til prissætning af fosfor og kali i digestatet på baggrund af undersøgelsen blandt de sjællandske landmænd. Lokalitet og tilgængelighed af husdyrgødning er afgørende for disses behov. Hvor husdyrtætheden er lav, hvilket er tilfældet mange steder øst for Storebælt, fjernes ofte mere fosfor, end der tilføres. Fosfor er et essentielt næringsstof for plantevækst, og den lave tilførsel medfører nedadgående fosfortal i marken. Fosforbalancen i Danmark ses på figur 6, og det bekræfter påstanden om lavere fosforniveauer på Sjælland. En formindsket fosforpulje i jorden kan være anledning til faldende udbytter (SEGES Økologi - Planteavl 2013), (Rubæk, Askegaard og Christiansen 2018). Vi ved også, at det tager mange år at få balanceret en udpint fosforpulje igen. Der må derfor formodes at være (eller blive), en øget efterspørgsel på fosfor blandt økologiske planteavlere på Sjælland, hvilket vil højne betalingsvilligheden for P-holdige gødningsmidler. Handelsgødningsprisen for fosfor er ca. 12 kr. pr. kg, hvilket er højere end den tilkendegivne betalingsvillighed for næringsstoffet i undersøgelsen. Her skal dog tages forbehold for, at mange af landmændene ytrede, at de ikke havde den nødvendige viden til at prissætte næringsstoffet.



Figur 6. Markbalance for fosfor (tilført minus fraført) i 2005 og 2013 (Baatrup-Pedersen, et al. 2016)

Det er vores vurdering, at undersøgelsens resultater giver et tilpas retvisende billede af, hvad de nuværende økologiske landmænds behov er, ligesom også deres overvejelser omkring egen betalingsvillighed synes reel. Alle de adspurgte landmænd så et behov for ny tilførsel af næringsstoffer til de økologiske bedrifter, og de var villige til og aftage et gødningsproduktet bestående af afgasset KOD. Den af branchen foreslåede gødningsmodel kan påvirke mulighederne for afsætning af digestat positivt, da det giver nye muligheder for de økologiske landmænd. Der fandtes også en vis vilje til at betale ekstra for næringsstoffer fra recirkulerede gødningsmidler som fx KOD – dette såfremt produktet er fri for plast og andre urenheder. Den pris, landmændene ville betale pr. kg kvælstof, varierede afhængig af den enkeltes behov og ønsker. Det er også en vigtig pointe, at deltagernes prissætning af næringsstofferne i digestatet påvirkes af, at de er klar over, at deres udsagn kan være med til at prissætte produktet. Prissætningen skønnes derfor at være lavt sat, fordi landmanden ikke ønsker et dyrt produkt.

Omlægning til økologi

Økologisk VKST har i 2017 og 2018 fortaget omlægningstjek hos 44 større landbrug. Det vil sige landbrug, der disponerer over 100-1300 ha. Nogle af bedrifterne har selv konventionel husdyrgødning til rådighed, og deres primære bekymring ved omlægning er, om de kan klare sig uden at tilføre mere end de tilladte 50 kg udnyttet-N pr. ha fra ikke-økologiske næringsstoffer. Nogle bedrifter har troet, at de ville have mulighed for af få adgang til næringsstoffer fra biogasanlæg. Det viser sig ofte at være en større udfordring end forventet. Dels fordi der næppe bliver etableret de biogasanlæg, der har været under planlægning, og dels fordi de igangværende biogasanlæg har svært ved at forpligte sig til "øko-linjer", som producerer efter de regler, der skal overholdes, for at digestatet kan anvendes på økologiske marker.

Der er behov for opbygning af viden og overblik på området fra både biogasanlæg og landmænd, og det står klart, at der er brug for forenklede regler og gennemsigtighed på området. Økologisk VKST oplever generelt stor modløshed hos landmænd, når de finder ud af, hvor mange regelsæt fra forskellige forordninger de skal forholde sig til som aftagere fra biogasanlæg.

Tilstrækkelige mængder nærringstoffer ved og efter omlægning til økologisk drift er afgørende. Det afspejler sig i overvejelserne hos de landmænd, som Økologisk VKST har lavet omlægningstjek hos. Særligt de største landbrug omlægger ofte kun dele af produktionen til økologi. Størrelsen på det omlagte areal afmåles nøje den tilgængelige mængde gødning. Landbrug af den størrelse overvejer primært omlægningen til økologi ud fra en økonomisk betragtning om risikospredning og fastholdelse af stabilitet. Omlægningsarealet øges udelukkende, hvis det kommer flere næringsstoffer på markedet. Konsekvensen af manglende gødning, kan være tilbagelægning til konventionel drift.

Omlægningstjekkene tyder desuden på, at bedrifter på over 3-400 ha vil overveje at investere i gylletanke, hvis de kan se en stabil forsyning og et nogenlunde stabilt økologisk marked. Det er dog ikke tilfældet lige nu, hvor der bliver snakket rigtig meget om biogasgødning til økologiske landmænd, men hvor der samtidig ikke sker ret meget konkret.

Der er altså et stort potentiale i/marked for afsætning af næringsstoffer til økologiske planteavlere og 'omlæggere' på Sjælland. Der er et stort ønske/behov for økonomisk stabilitet og flere næringsstoffer. Landmændene venter på, at der kommer en stabil og troværdig leverance af biogasgødning til økologisk produktion. Det vurderes at ville medføre bedre økonomi i produktionen og omlægning af langt større arealer til økologi.

Metode for udbringning af digestat

Digestat forventes at kunne udbringes på aftagernes marker med samme udstyr, som anvendes i landmandens nuværende praksis med gylleudbringning, da gødningsprodukterne minder om hinanden i konsistens (tyndt, flydende). I forbindelse med udbringningen skal der tages hensyn til, hvornår anvendelse af digestat er lovlig at udbringe samt udbringningsmetode.

Udbringning af digestat (og gylle) kan ifølge gældende lovgivning tidligst ske fra 1. februar og senest 1. oktober (Miljøstyrelsen - Husdyrvejledning 2018). Dette udbringningsvindue kan i praksis være smallere, da landmanden forholder sig til markens tilstand, hvor særligt vådt føre kan umuliggøre udbringningen. Udbringningen vil normalt foregå flere gange i løbet af sæsonen: størstedelen af digestatet udbringes i løbet af foråret, hvor der ofte er behov for gødning af både marker med vinter- og vårsæd. I efteråret må der kun tildeles flydende organisk gødning til græs og vinterraps. Der kan således afsættes digestat til de økologiske landmænd over store dele af året, men der er mere udbringningsaktivitet i foråret end i efteråret. Det kræver et nødvendigt fokus på lagerkapacitet, hvilket også fremgår af landmandsresponsen.

Metoden for udbringning af digestat er henholdsvis slangeudlægning eller nedfældning. Forskellen imellem de to metoder er af teknisk karakter, tilpasset den aktuelle afgrøde, hvor udbringningen sker på forskellig vis med forskelligt udstyr. Valg af metode har indflydelse på udnyttelsesprocenten af kvælstof i den organiske gødning. Ved slangeudlægning bliver gødningen tildelt gennem slanger, som lægger gødningen ovenpå jorden. Metoden anvendes i en voksende afgrøde. Gødningen siver ned i jorden og bliver derved tilgængeligt for planten. Ved nedfældning

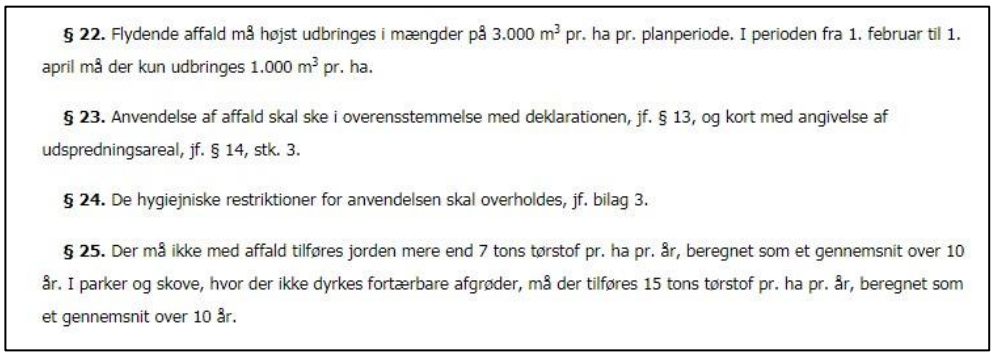
bliver gødningen anbragt under jordoverfladen vha. harvetænder eller rulleskær, som laver en fure i jorden, som gødningen placeres i. Dette forgår inden etableringen af afgrøden, og adskiller sig fra slangeudlægning ved placeringen af gødningen. Netop placeringen har betydning for kvælstofudnyttelsen, da nedfældning i jorden ofte er en fordel for afgrøden.

Kvælstofudnyttelse

Som beskrevet i tidligere projektnotat (Hørfarter, et al. 2017) er sammensætningen af digestatet (tørstof, næringsstofindhold mv.) sammenlignelig med ubehandlet svinegylle og afgasset gylle. Derfor er udgangspunktet også, at kvælstofudnyttelsen i digestatet er tilsvarende kvælstofudnyttelse af svinegylle. Den reelle udnyttelsesprocent afhænger af flere forhold såsom afgrødevalg, timing for tildelingen, udbringningsmetode og nedbør, men med udgangspunkt i de generelle regler for udnyttelse af svinegylle, vil man ved slangeudlægning forvente en udnyttelse på 65 pct. af den totale kvælstoftildeling, mens man ved nedfældning regner med en udnyttelse på 70 pct. (SEGES Økologi - Vejledning u.d.) (SEGES 2019). Den lovpligtige kvælstofudnyttelse i digestat er dog væsentlig lavere, end den er for den sammenlignelige svinegylle. Det er tilfældet, fordi "komposteret husholdningsaffald" nævnes med en udnyttelsesprocent på 20 % i (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen 2017/2018). Bioforgasset KOD er ikke underlagt kompostering, men SEGES vurderer ikke desto mindre, at det er i denne kategori, produktet befinder sig. Det betyder i praksis, at der kan tilføres større mængder digestat til landbrugsjord før loftet på kvælstofkvoten opnås. Den årlige producerede mængde digestat[3] indeholdende i alt 240.000 kg. N vil kunne fordeles på de i spørgeskemaundersøgelsen adspurgte landmænds samlede arealer (5352 ha) med en gennemsnitlig fordeling på ca. 45 kg N pr. ha. I landmændenes gødningsregnskab vil den tildelte mængde kvælstof figurere med en udnyttelsesprocent på 20 % (som lovgivningen ser ud lige nu), hvilket svarer til ca. 9 kg NH_4-N pr. ha. Den samlede mængde [3] 60.000 ton digestat (Leisner 2019) med et formodet kvælstofindhold på ca. 4 kg N pr. ton (Hørfarter, et al. 2017) kvælstof i det producerede digestat (240.000 kg) svarer altså kun til 48.000 kg NH_4-N, når det skal udbringes på landbrugsarealer – eller fuldgødning af 480 ha. Behovet for øget næringsstoftilførsel vurderes derfor meget nemt at kunne modsvare den producerede mængde gødning. Den producerede mængde digestat forventes at kunne afsættes blandt en lille gruppe økologiske landmænd i nærområdet og dermed minimere omkostningerne til transport.

Affald til jord

Foruden udnyttelsesprocent skal der ved tildeling af bioforgasset KOD som gødning i landbruget også tages hensyn til lovmæssige forhold i (Miljø- og Fødevareministeriet 2018). Bekendtgørelsens §21 siger, at afgasset gødning kan anvendes som almindelig husdyrgødning, hvis ikke affaldsdelen overstiger 25% af tørstoffet, som tilføres anlægget. Hvis affaldsandelen, som i dette tilfælde, er højere, skal landmanden overholde de mængdebegrænsninger, der er nævnt i §22-25. Disse gennemgås herunder:



§ 22. Flydende affald må højst udbringes i mængder på 3.000 m^3 pr. ha pr. planperiode. I perioden fra 1. februar til 1. april må der kun udbringes 1.000 m^3 pr. ha.

§ 23. Anvendelse af affald skal ske i overensstemmelse med deklarationen, jf. § 13, og kort med angivelse af udspredningsareal, jf. § 14, stk. 3.

§ 24. De hygiejniske restriktioner for anvendelsen skal overholdes, jf. bilag 3.

§ 25. Der må ikke med affald tilføres jorden mere end 7 tons tørstof pr. ha pr. år, beregnet som et gennemsnit over 10 år. I parker og skove, hvor der ikke dyrkes fortærbare afgrøder, må der tilføres 15 tons tørstof pr. ha pr. år, beregnet som et gennemsnit over 10 år.

Figur 7. Uddrag af "Affald til jord" bekendtgørelsen, 2018, som omhandler håndtering og anvendelse af affald, herunder bioforgasset husholdningsaffald

Mængdebegrænsningerne i §22 og §25 vurderes nemt at kunne overholdes. Jf. §23 skal biogasanlægget orientere modtagernes kommuner om mængder og indhold inden udbringningen starter, mens §24 kræver overholdelse af den lovpligtige hygiejnisering af husholdningsaffaldet i forbindelse med afgasningen (70 grader i 60 min.). I den gamle "Affald til jord" bekendtgørelse indgik endnu en paragraf, som krævede at modtageren af digestatet hvert år skulle fremsende markkort med angivelse af udspredningsarealer og mængder til kommunalbestyrelsen – den paragraf er udgået i bekendtgørelsen fra 2018.

Vurdering af afsætningspris

I dette afsnit forsøges afsætningspris vurderet på baggrund af næringsstofværdien i det økologiske gødningsmiddel "Øgro 10-3-1" fremfor på baggrund af konventionelle næringsstofpriser, som udregnet i tidligere notat (Hørfarter, et al. 2017). Der regnes altså på næringsstofværdi udelukkende ud fra prisen på et andet gødningsprodukt og ikke ud fra den vurderede betalingsvillighed (for N = 10,2 kr.), som landmændene i spørgeundersøgelsen gav udtryk for. Denne vurdering giver et noget anderledes billede af næringsstoffernes værdi, selvom heller ikke resultatet fra denne vurdering kan bruges direkte i prissætning af et fremtidigt gødningsprodukt:

Vurdering af afsætningspris bygger på flere forskellige forhold: Foruden produktionsomkostninger omfattes også omkostninger til transport, etablering af lager og udbringning på marken. (Hørfarter, et al. 2017). I tidligere notat blev nedstående vurdering foretaget:

Tabel 1. Beregning af pris for transport, lager og udbringning (Hørfarter, et al. 2017)

Forudsætninger for pris	**Kroner pr. m^3**
Transport - afhænger af transportafstand	25-53 kr.
Oplagring i ny beholder	16 kr.
Udbringning - afhængig af transportafstand	17-25 kr.

Da der, fra anlæggets side, ikke er oplyst eller estimeret, hvilke omkostninger, der er ved drift og produktion, vurderes afsætningsprisen her udelukkende på baggrund af ovenstående forhold (tabel 1) samt produktets forventede gødningsværdi. Den endelige afsætningspris må vurderes andetsteds[3].

Transportomkostninger afhænger af tilslutningsgraden, da afstand til opbevaringsbeholder er centralt. Det forudsættes i tidligere notat, at der vil være transportomkostninger på maksimalt 53 kr. pr. m^3. Lagringen kan landmanden vælge selv at investere i, hvilket vil koste omkring 16 kr. pr. m^3, eller anlægget/afsætteren kan etablere beholderne, og fordele omkostninger pr. produceret kubikmeter. Det vil potentielt næsten halvere omkostninger for landmanden. Dernæst er der udbringningsprisen for landmanden, som også afhænger af afstand til opbevaringsbeholder.

Det tidligere notat (Hørfarter, et al. 2017) viser en estimering af værdien af digestat og gylle, hvis der tages udgangspunkt i priserne for næringsstoffer i handelsgødning. Herunder sammenlignes den prissætning med digestatets værdi, hvis der tages udgangspunkt i priserne for *økologisk "handelsgødning"* – en populær men dyrt granuleret, organisk gødning baseret på et restprodukt (tabel 3). Denne sammenlignes gøres i et forsøg på at illustrere værdien af "økologiske næringsstoffer", som ellers kan være vanskelig at estimere. I forhold til næringsstofindhold tages desuden udgangspunkt i resultater fra en ny analyse fra det i projektets pilotanlæg producerede digestat (2018/2019), som også bruges til markforsøg, fremfor det forventede næringsstofindhold fra udregningen i Hørfarter, et al. 2017.

Tabel 2. Sammenligning af næringsstofværdi. A: Konventionel prissætning: N, P og K baseres på priser i handelsgødning. B: Økologisk prissætning: digestatets estimerede værdi baseret på priser i den økologiske handelsgødning Øgro 10-3-1 (tabel 3).

	A: Konv. prissætning pris pr. m^3	**B: Øko. prissætning pris pr. m^3**
NH_4-Kvælstof	21,8	49,1
Total-fosfor	16,8	37,8
Total-kalium	8,4	18,9
I alt	47,0	105,8

Tabel 3. Pris på næringsstoffer i den økologiske handelsgødning Øgro 10-3-1. Der er regnet med 100 % udnyttelse af N, P og K

Øgro 10-3-1 pris pr. kg	**Øgro 10-3-1 pris pr. ton**
16,7	1.665,0
27	701,0
13,5	135,0
57,2	2.501,0

[3] Fx vha. (SEGES Økologi - Gødskning 2017) – et værktøj økologikonsulenter bruger til at udregne, hvilken gødning der er mest rentabel at bruge for den enkelte producent. Det sammenligner forskellige gødningsmidler og medregner lager, transport, transportform, indkøb, næringsstofindhold mv.

I tabel 2 sammenlignes pris på digestat pr. m^3 ved to forskellige prissætninger. Disse forklares i det følgende med 2 regneeksempler: A) konventionel prissætning med udgangspunkt i handelsgødning og B) økologisk prissætning med udgangspunkt i Øgro 10-3-1:

A) Konventionel prissætning: Digestatet er prissat i forhold til næringsstofpriser i almindelig handelsgødning (N, P, K). Priserne brugt i regneeksemplet er: NH_4-kvælstof = 7,4 kr. pr. kg; fosfor = 12 kr. pr. kg; kalium = 6 kr. pr. kg. Én m^3 digestat vurderes i regneeksemplet at være lig 1 ton digestat. Èn m^3 digestat koster ca. 47 kr. pr. m^3 (tabel 2).

B) Økologisk prissætning: Digestatet er prissat i forhold til beregnet næringsstofværdi i den organiske handelsgødning: Øgro 10-3-1. Her tages også udgangspunkt i handelsgødningspriser for både kvælstof, fosfor og kalium (se priser i regneeksemplet ovenfor). Sammenlignes dette med den faktiske handelspris på Øgro, er de samme næringsstoffer i Øgro 2,25 gange dyrere end i handelsgødning. Priserne for næringsstofferne i Øgro er dermed: NH_4-kvælstof = 16,7 kr. pr. kg; fosfor = 27 kr. pr. kg; kalium = 13,5 kr. pr. kg (tabel 3). Med den prissætning koster 1 m^3 digestat prissat ved økologisk prissætning 105,8 kr. pr. m^3. Altså 58,8 kr. mere end 1 m^3 digestat prissat med konventionel prissætning.

Formelt er digestat fra madaffald ikke et økologisk produkt, så prissætningen vil formentlig ligge nærmere den konventionelle end den økologiske prissætning i regneeksemplerne ovenfor. Tages udgangspunkt i den lave, konventionelle pris, skal den økologiske landmand være villig til at betale 47 kr. pr. m^3 digestat samt 8 kr. pr. m^3 for lager. Det giver en kubikmeterpris på 55 kr., hvilket vurderes at være en høj pris for en konventionel gødning. Den er dog stadig billigere end prisen på Øgro 10-3-1.

Det er svært at bestemme en endelig afsætningspris på baggrund af ovenstående. Efterspørgslen er den helt afgørende faktor, men en række andre perspektiver bør også tages i betragtning: En tommelfingerregel siger at 1 kg NH_4-N giver et merudbytte på 15 kg kerne i en økologisk kornafgrøde, hvis tildelingen er moderat (mellem 60 og 100 kg N pr ha). Landmanden skal altså vurdere sit udbyttepotentiale, sin fordeling af den gødning, der er til rådighed, og ikke mindst den forventede afgrødepris, for at kunne beregne en konkret "cost-benefit" af en øgede gødningstildeling. I praksis vil en sikker adgang til kvalitetsgødning betyde at sædskifte og afgrødevalg kan optimeres anderledes med en forventning om højere indtjening. Derfor vil analyse af næringsstofværdi og undersøgelse i betalingsvillighed aldrig være tilstrækkeligt i forsøget på at vurderer en passende afsætningspris.

Bibliografi

Baatrup-Pedersen, A., et al. »Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af vandmiljøet.« *www.dce2.au.* 2016. https://dce2.au.dk/pub/TR77.pdf.

Hørfarter, Rita, Susi Lyngholm, Birgit Ingvorsen, og Margrethe Askegaard. *Værdi af bioforgasset KOD fra ARC og VF.* Seges, Landbrug og fødevare, 2017.

Landbrug og Fødevarer - Økologi. *Recirkulering af næringsstoffer.* 2017. https://lf.dk/videnom/oekologi/recirkulering-af-naeringsstoffer.

Landbrug og Fødevarer. »Gødning til fremtidens økologer.« 2018.

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen. »Vejledning om gødsknings og harmoniregler.« *www.lfst.dk.* 2017/2018.

http://lfst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om _goedsknings-_og_harmoniregler_nyeste.pdf.

Landbrugsstyrelsen . »Bilag 1, Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion.« *www.lbst.dk.* Marts 2018. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Indsatsomraader/Oekologi/Jordbrugsbedrifte r/Vejledning_til_oekologisk_jordbrugsproduktion/Oekologivejledning_marts_2018.pdf.

Landbrugsstyrelsen - Statistik. »Økologi statistik.« *ww.lbst.dk.* 2018. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Statistik_ov er_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2018.pd.

Landbrugsstyrelsen nyheder. *Det økologiske areal.* 18. Marts 2019.

https://lbst.dk/nyheder/nyhed/nyhed/pressemeddelelse-en-tiendedel-af-danmarks-landbrugsarealdrives-nu-oekologisk/.

Landbrugsstyrelsen. »Vejledning om økologisk jordbrug.« *www.lbst.dk.* 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Indsatsomraader/Oekologi/Jordbrugsbedrifte r/Vejledning_til_oekologisk_jordbrugsproduktion/Oekologivejledning_februar_2019.pdf.

Lars Holdensen, L&F. »genanvendbiomasse.« 2016.

https://genanvendbiomasse.dk/~/media/bgorj/nyheder/2018/lars-holdensen.pdf?la=da.

Leisner, Ida. Amager Ressourcecenter. *Personlig kommunikation.* 12. april 2019.

Miljø- og Fødevareministeriet . *Affald til jord bekendtgørelsen.* 2018. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=202047.

Miljøstyrelsen - Husdyr. »Udvikling i husdyrhold.« *www.mst.dk.* 2016. https://mst.dk/media/93524/udviklingen-i-husdyrhold.pdf.

Miljøstyrelsen - Husdyrvejledning. *Husdyrgødningsbekendtgørelsen, kapitel 11, § 29-36.* 30. Maj 2018. https://husdyrvejledning.mst.dk/vejledning-til-bekendtgoerelserne/husdyrgoedningsbekendtgoerelsen/11-anvendelse-af-husdyrgoedning-mv/#6.

Miljøstyrelsen. »Genanvend mst.« *www.mst.dk .* 2018.

https://genanvend.mst.dk/media/204469/kortlaegning-af-kommunale-ordninger-2018.xlsx.

Rubæk, Gitte Holten, Margrethe Askegaard, og Nina Høj Christiansen. »DCA nr. 141, Gødningsværdi af fosfor i restprodukter.« 2018.

SEGES. *Gylleeffekt.* 2019. https://gylleeffekt.dlbr.dk.

SEGES Økologi - Gødskning. »Værktøj til valg af gødninger til de økologiske marker.« *www.landbrugsinfo.dk.* 5. September 2017.

https://www.landbrugsinfo.dk/Oekologi/Planteavl/Goedskning/Sider/oe_17_3694_opdateret-versionvaerktoej-til-valg-goedninger.aspx.

SEGES Økologi - Planteavl. »Faktaark fosfor.« *www.landbrugsinfo.dk.* 2013. https://www.landbrugsinfo.dk/oekologi/planteavl/goedskning/naeringsstoffer/sider/faktaark_fosfor.pdf ?download=true.

SEGES Økologi - Vejledning. »Dyrkningsvejledning.« *www.landbrugsinfo.dk.* u.d. https://dyrkplant.dlbr.dk/Web/(S(pyeomzekfrw1opaar0gauo21))/forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=143

Bilag 1. Resultat af undersøgelse

Kommune	Areal, ha	Kl. græs, %	DE/ha (egne)	Gødning, kg udn. N/ha		Kg udn. N/ha		Prissætning (ex lager, transport):			Vægtet gen. snit, prissætning af kvælstof (kr./kg)*	Vil du aftage KOD som gødning?	Hvor vigtigt er renhed af produktet?	Mulighed for lager (ja/nej)	Yderligere kommentarer
				Øko	Konv	Opnået	Ønsket	N (kr./kg)	P (kr./kg)	K (kr./kg)					
Holbæk	156	< 5	1,7	7	60	67	100	10	11	5	0,29	Afhænger af pris.	Fri for plast.	Ja	-
Kalundborg	350	20-30	0,8	40	20	60	60	8	0	0	0,52	Ja	-	Ja	-
Ballerup	1100	10-20	0,5		50	50	50	10	5	5	2,06	Ja tak, gerne.	Så rent som muligt. Langt under gældende grænseværdier.	Nej	-
Sorø		< 5			75	75	95	4,5	0	0	0,38	Ja			-
Holbæk/ Sorø	270	20-30	0	0	60	60	90	5	5	2	0,25	Ja, det vil jeg, da vi ikke har dyr.	Tror på det kan lade sig gøre, og at vi hele tiden bliver bedre.	Nej	Villig til at bygge gylletank. Ring: 2792 4406
Kalundborg	280		0	0	60	60	100	12	5	5	0,63	Ja da	Ingen plast, tak	Ja	-
Roskilde	110	20-30	?	60	20	80	120	12	-	-	0,25	Økologi og recirkulering hører sammen, så ja!	Vi kan altid blive bedre, men vi skal starte et sted.	Ja	-
Stevns	80	< 5	0	5	90	95	100	4	1	1	0,06	Ja, modtager gerne.	99% rent. Fri for plast.	Nej	Bygger gerne lager, hvis behov
Vordingborg	400	20-30	150	30	70	100	-	6	2	2	0,45	Ja	Skal være rent.	Ja	-
Næstved	430	> 30	100	10	50	60	-	8	2	2	0,64	Ja	-		Modtager KOD fra Københavns kommune til eget biogasanlæg. I tvivl om, om mere gødning kan betale sig.
Vordingborg	200	10-20	12	0	60	60	70	10	2	2	0,37	Ja	Det skal være rent.	Måske	-
Faxe	500	20-30	50	0	49	49	100	10	0	0	0,93	Ja, det er en super idé.	Forventer det er rent.	Nej	Bygger gerne, hvis det bliver aktuelt
Roskilde	71	5-10	6	0	50	50	100	10	-	-	0,13	Ja	-	Nej	Vil gerne af med den konventionelle del, men ved ikke, hvad det er værd.
Gribskov/ Hillerød	500	5-10	0	0	60	60	60	25	0	0	2,34	Genialt, ja!	Skal være ok rent.	Ja	Vil af med konv. gødning
Egedal	95	< 5	0	0	40	40	80	10	-	-	0,18	Ja	Meget vigtigt.	Nej, ikke pt.	Vil gerne slippe for konv. gylle, men hvad det må koste?
Hillerød		20-30	0	0	50	50	-	15	5	5	0,56	Ja, og jatak.	Ikke plast i.	Ja	-

Økologiske landmænds gødningsbehøv og syn på madaffald som gødningskilde.

Total	200 **5352**						**9,62**	**2,59**	**2,06**	**10,16**				
	160	0	15											
	450	1,33	0											Lejre
	35			45	60	60	4	6	6	0,12	Ja, det vil jeg gerne. Minus plast.	Ja	2000 m^3	

* Den vægtede gennemsnitspris giver en pris pr. ha fremfor en pris pr. landmand, som deltager i undersøgelsen. På den måde fås et mere reel grundlag for udregning af, hvad produktet er værd, da det afsættes i mængde pr. areal.

APRIL 2020

NOTAT

- LANDMÆNDS GEVINST VED ANVENDELSE AF AFGASSET GØDNING BASERET PÅ KILDESORTERET MADAFFALD FRA HUSHOLDNINGER



FORFATTERE:
SVEN HERMANSEN,
CASPER LAURSEN (cala@seges.dk)

Landbrug & Fødevarer F.m.b.A
SEGES Økologi Innovation
Agro Food Park 15, DK 8200 Aarhus N

Forord
Dette notat er en leverance til arbejdspakke 3 i projektet VARGA (VAndRessourceGenvindingsAnlæg), som er støttet af MUDP midler. Formålet med VARGA er bl.a. at udvikle udnyttelsen af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer. Arbejdspakke 3 undersøger derfor den cirkulære økonomi for madaffald, der er kildeindsamlet fra husholdninger i de 5 storbykommuner som ejer affaldsselskabet ARC, og derefter bioforgasset. Arbejdspakken omfatter bl.a. markforsøg, som skal demonstrere gødningsværdien af det afgassede madaffald, og en undersøgelse blandt økologiske landmænd på Sjælland. Undersøgelsens omfang uddybes nedenfor under opgavebeskrivelsen.
ARC har ansvaret for arbejdspakke 3. SEGES udfører som underleverandør de bestilte undersøgelser. Arbejdet koordineres med arbejdspakke 6, som omfatter bioforgasning af madaffaldet. Envidan har ansvaret for denne arbejdspakke.

Opgavebeskrivelse
Med udgangspunkt i udførte markforsøg med gødning fra forskellige typer recirkulerede og afgassede affaldsprodukter vurderes landmænds gevinst ved at bruge gødning baseret på kildesorteret madaffald fra husholdninger. Der udregnes brutto- og nettogødningsværdi af produktet, ligesom gødningen sammenlignes med alternative gødningsprodukter på udbytte, gødningskvalitet og næringsstofindhold.

Sammendrag, væsentligste pointer

- Der er i 2019 gennemført de første danske gødningsforsøg med formål at afklare gødningsværdien af afgasset kildesorteret madaffald.
- I forsøget sammenlignes VARGA-produktet[a] bl.a. med 2 andre gødningsprodukter indeholdende kildesorteret madaffald (næringsstofindhold, gødningsværdi). Gødningsprodukternes plottes imod gødningsværdi for svinegylle (udbytte pr. tilført mængde NH4-N), der fungerer som reference i forsøget.
- VARGA-produktet ligger, ligesom de andre gødningsprodukter baseret på kildesorteret madaffald, næsten perfekt på responskurven for svinegylle og har dermed samme udbytte- og kvælstofrespons som svinegylle i indeværende forsøgsår for den tildelte mængde af ammoniumkvælstof.
- På trods af skærpede krav til tungmetalniveauer, når tilført økologiske landbrugsarealer, viser analyser af pulp fra anlæg, der udelukkende modtager kildesorteret madaffald fra husholdninger, at kravene nemt kan overholdes.
- Lovgivningens krav til indhold af plast i VARGA-produktet tillader en tildækning af jorden på 8,6 m^2 plast pr. ha ved tildeling af 80 kg ammoniumkvælstof pr. ha. Analyser viser, at VARGA-produktet indeholder plast svarende til en tildækning at jorden på 2,86 m^2 plast pr. ha.
- Hvis der udbydes 60.000 ton digestat om året til økologisk fødevareproduktion, vil det kunne:
  - øget udbytte med 5-10% på 12.880 ha økologisk landbrugsjord.
  - omlægge 2800 ha landbrugsjord til økologi, og dermed potentielt fortrænge over 300.000 kg NH_4-N i kunstgødning.
  - øge troværdighed og bæredygtighed i den økologiske planteproduktion.
- Næringsstofferne i VARGA-produktet har en værdi af 36,3 kr. pr. ton ved prissætning efter værdien af næringsstoffer i kunstgødning. Et forsøg på at prissætte produktet efter næringsstofværdien i gødningsproduktet: ”Øgro” prissætter VARGA-produktet til 81,9 kr. pt. ton.
- Værdien af VARGA-produktet i marken (ammoniumkvælstof) vurderes at være 84 kr. pr. ton under hensyntagen til en række realistiske antagelser om merudbytte og afgrødens afsætningspris.
- I scenarieberegninger for lokaliteter, hvor husdyrgødning er svært tilgængeligt, vurderes afsætningspris for VARGA-produktet at ligge i intervallet 33-54 kr. pr. ton. I fremtids scenarieberegning vurderes VARGA-produktets afsætningspris at kunne være op til 86 kr. pr. ton under antagelse af særlige forhold og uden hensyntagen til landmandsgevinst, udgifter til maskiner, arbejdsløn, transport, lager mv.
- Næringsstoffernes teoretiske værdi fastsættes i notatet med og uden hensyntagen til lokale forhold, men det understreges, at gødningsproduktets endelige værdi primært afhænger af efterspørgsel på produktet, som følge af bl.a. kornpriser, andre tilgængelige næringsstoffer i området og mængden af økologiske arealer og afstande dertil. Også mulige politiske tiltag (fra ind- og udland) vil have stor indflydelse på gødningsproduktets værdi.

[a] Digestat af afgasset madaffald fra pilotanlæg benyttet i VARGA-projektet. Kaldes i notatet ”VARGA-produktet” for at kunne skelne det fra andre gødningsprodukter, som indgår i afprøvningen.

Baggrund

Som beskrevet i tidligere notat om betalingsvillighed blandt økologiske landmænd på Sjælland (Bengtsson et al., 2019) er der et stort behov for tilførsel af næringsstoffer til økologisk planteavl. Dette primært pga. positiv udvikling i det økologiske areal, samt generel mangel på husdyrgødning (eller andre organiske næringsstoffer) til anvendelse på økologiske ejendomme, i den østlige del af landet. Derfor kigges mod recirkulerede rest- og affaldsprodukter som kilde til nye næringsstoffer. Afgasset kildesorteret madaffald har potentiale, fordi det svarer på nogle centrale økologiske udfordringer omkring bæredygtighed og recirkulering. Da det samtidig har et stort gaspotentiale (Arun, 2020), er det også økonomisk interessant for biogasanlæg at tage det ind som en del af biomassegrundlaget. Der findes ikke megen dokumenteret viden om anvendelse af afgasset kildesorteret madaffald som gødning i landbruget. Der er ikke tidligere gennemført gødningsforsøg, der afklarer 1. års virkning og den generelle gødningsværdi af afgasset kildesorteret madaffald. Derfor er der i 2019 udført økologiske markforsøg med 3 forskellige bud på, hvordan en gødning af afgasset kildesorteret madaffald mest optimalt kan anvendes[b]. Med markforsøgene opnår vi evidensbaseret viden mht. gødningsværdi, kvalitet og praktisk håndtering af de afgassede produkter i forhold til referencen, som i økologiske sammenhænge på øerne, ofte vil være ubehandlet svinegylle eller en økologisk organisk handelsgødning som fx Øgro, som er brugt i forsøgene. Øgro er også et recirkuleret restprodukt, der kan bruges som gødning, og som har sin oprindelse i restprodukter fra husdyrproduktionen og slagteriindustrien. Der fokuseres foruden gødningsværdi også på fysiske urenheder, herunder plast. For at kunne eliminere sæsonusikkerhed fortsættes forsøgsserien i senere forsøgsår, så vidt det kan lade sig gøre.

Metode

Der er hvert år, siden 1919, gennemført et meget stort antal markforsøg i regi af Landsforsøgene®. I 2019 danner de mere end 1000 landsforsøg det væsentligste faglige grundlag for planteavlsrådgivningen i Danmark, og indgår dermed som en vigtig del af landmandens beslutningsgrundlag. Pga. forsøgenes store betydning og indflydelse på beslutning og landmandskab med potentielle konsekvenser for produktion, klima og miljø, ligger der et stort ansvar i udvikling og gennemførsel af forsøgene. Uddannelse, kvalitetssikring og troværdighed i udførelsen af forsøgene moniteres løbende. Landsforsøgene® organiseres og koordineres af SEGES, mens det udførende arbejde i marken varetages af de lokale landbrugscentres landsforsøgsenheder. Det er således forsøgsteknikere med stort lokalkendskab, der, på baggrund af de kriterier, der ligger til grund for forsøget, står for udvælgelse af areal, anlæg af forsøg, gennemførelse af forsøgsbehandlinger, registreringer, udtagning af prøver til analyse og høst af forsøg (Lohmann, 2012). I de konkrete tilfælde med forsøg med afgassede gødninger baseret på kildesorteret madaffald er al koordinering foregået i tæt dialog mellem Casper Laursen, SEGES og specialister i gødningsforsøg hos Teknologisk Institut samt de lokale forsøgsansvarlige på landbrugscentrene. Teknologisk Institut har opsamlet data fra landsforsøgsenhederne og foretaget den efterfølgende statistiske analyse, som ligger til grund for de resultater, der formidles i dette notat.

Der testes i gødningsforsøg 3 forskellige gødninger baseret på kildesorteret madaffald:

1. Blanding med 12,5 % kildesorteret madaffald og 87,5 % kvæggylle.
2. Afgasset kildesorteret madaffald. Baseret på 100 % kildesorteret madaffald, leveret af Daka.
3. Afgasset kildesorteret madaffald. Baseret på 100 % kildesorteret madaffald, leveret af VARGA.

Forsøgsdesign

Gødningsforsøg indeholdende alle 3 forskellige afgassede gødninger baseret på kildesorteret madaffald er gennemført i vårbyg på 3 forskellige lokaliteter øst for Storebælt i 2019. Placeringen øst for Storebælt er

[b] I VARGA-projektet var der planlagt markforsøg i både 2018 og 2019. På grund af problemer med at sikre tilstrækkelig leverance af afgasset kildesorteret madaffald (digestat) kunne markforsøg ikke gennemføres i 2018.

udvalgt pga. VARGA-projektets placering, samt tidligere omtale af geografisk skævvridning i fordeling af husdyrgødning og det medfølgende forøgede behov for næringsstoffer i områder med lille husdyrtryk. Forsøgsparcellerne er i alle 3 forsøg anlagt i 4 gentagelser i én lang række (se bilag 1) og randomiseret indenfor hver gentagelse. Parcellerne er anlagt som bruttoparceller med minimumsstørrelser på 45 m^2 (høstparcel minimum 15 m^2). Foruden aftale om placering og anlæg af forsøg er der også indgået klare aftaler om jordbearbejdning, gødningstildeling og mængder, jordprøver, gylleprøver, timing af såning og registreringer, forsøgsudstyr og datahåndtering (se forsøgsprotokol, NFTS, 2019). Referencen i forsøget er 4 niveauer af tildelt svinegylle. De 4 led skal, sammen med en parcel uden gødningstildeling, bruges til at danne en responskurve, som de alternative gødninger testes op imod. Gødningsprodukterne er repræsenteret i forsøget med op til 4 led med forskellig tildelingsmængde. Antallet af forsøgsparceller med de enkelte produkter afhænger af forskellige praktiske/faglige årsager. Primært mængden af de tilgængelige gødningsprodukter. Næringsstofindhold og resultater fra afprøvning af gødningerne beskrives i detaljer i det følgende afsnit, mens tabel 1 viser forsøgets forskellige led og behandlinger. I bilag 1 findes et eksempel på et forsøgsdesign fra en af de 3 lokaliteter i indeværende forsøgsserie.

Tabel 1. Forsøgsled og forsøgsbehandlinger (NFTS, 2019).

Led	Navn	Behandling, mgd./ha[1])
1	Reference, ”0-parcel”	Ingen kvælstof
2	Øgro 10-3-1	57,1 kg N[2)]
3	Øgro 10-3-1	114,2 kg N[3)]
4	Gylle, svin	40 kg NH4-N
5	Gylle, svin	80 kg NH4-N
6	Gylle, svin	120 kg NH4-N
7	Gylle, svin	160 kg NH4-N
8	Madaffald + husdyrgødning	30 kg NH4-N
9	Madaffald + husdyrgødning	50 kg NH4-N
10	Madaffald + husdyrgødning	70 kg NH4-N
11	Madaffald + husdyrgødning	90 kg NH4-N
12	VARGA	80 kg NH4-N
13	DAKA	80 kg NH4-N

[1]) l/kg pr. ha. svarer til ml/g pr. 10 m^2

[2]) svarende til 40 kg NH_4-N (70% førsteårs udnyttelse antages)

[3]) svarende til 80 kg NH_4-N (70% førsteårs udnyttelse antages)

De valgte gødningsniveauer for svinegylle er bestemt, fordi vi har behov for at kunne generere en kvælstofresponskurve med et toppunkt som reference, for at bestemme den optimale tilførsel (se tabel 1). Der er forsøgt tildelt sammenlignelige mængder ammoniumkvælstof for alle produkter. Når det alligevel ikke er lykkedes (parcellerne med ” Madaffald + husdyrgødning”), er det fordi, der ikke var tilstrækkeligt gødningsprodukt til rådighed, og tildelingerne derfor måtte nedskaleres. Når alle produkter forholdes til responskurven for svinegylle, er det ikke problematisk med afvigelser inden for et realistisk normalområde. For Øgro, som ikke

indeholder kvælstof på ammoniumform, antages en førsteårsudnyttelse på 70% (baseret på faglig vurdering; lovpligtig summeret udnyttelse = 80%).

Gødningsprodukter og næringsstofindhold

For alle 3 forsøg er der, foruden 1) VARGA-projektets gødningsprodukt produceret på 100 % afgasset, kildesorteret madaffald[c] fra KOMTEK i Holsted, tale om 2) et tysk gødningsprodukt produceret på 100 % kildesorteret madaffald, indsamlet primært fra storkøkkener og kantiner, fra Dakas tyske moderselskab, Saria, 3) et produkt produceret til formålet på biogasanlægget i Foulum (Aarhus Universitet) bestående af ca. 12,5 % kildesorteret madaffald (også fra KOMTEK[b]), mens resten er ikke-økologisk kvæggylle, 4) Øgro 10-3-1, pelleteret kød-benmel fra Daka, samt 5) svinegylle, som er skaffet lokalt, hvor eneste krav er et minimum indehold af ammoniumkvælstof på 3 kg pr. ton.

Produkterne er nøje udvalgt efter produkternes næringsstofværdi og -koncentration.

- Svinegylle er valgt som reference, fordi det er den type gødning, som traditionelt anvendes af mange økologiske planteavlere, da det er et kendt produkt, og da svinegyllen ofte er lettest tilgængelig – også i de dele af landet, hvor der traditionelt ikke er mange husdyr (se forklaring af geografisk skævvridning i tidligere notat, Bengtsson et al., 2019).
- Øgro 10-3-1, som også indgår i forsøget, er valgt, fordi den er det nærmeste, vi kommer en handelsgødning godkendt til økologi. Efter flere år med brug af Øgro i markforsøg har vi også god viden om dens virkning ift. mineralisering i jorden osv. Den er primært interessant for økologer, der ingen andre muligheder har for næringsstoftilførsel, eller til højværdiafgrøder.
- Blandingen med kildesorteret madaffald og gylle er valgt, fordi de fleste danske biogasanlæg i dag er gyllebaserede, og at der derfor i de fleste blot vil blive tilført en mindre andel kildesorteret madaffald.
- VARGA-produktet er 100 % kildesorteret madaffald, som er afgasset. Det er produceret i regi af projektet VARGA på et mindre pilotanlæg.
- DAKA-produktet er 100 % kildesorteret madaffald, som er afgasset. Det har sin oprindelse hos Dakas tyske moderselskab, Saria, som, ligesom Daka gør i Danmark, indsamler madaffald fra kantiner og storkøkkener. Saria har i flere år som biprodukt til gasproduktionen produceret et gødningsprodukt af det afgassede og kildesorterede madaffald. Daka-produktet er i næringsstofsammensætning meget anderledes end VARGA-produktet (se tabel 2). Denne forskel tilskrives en blanding af input til anlæg, opholdstid og metode. Dette er et interessant opmærksomhedspunkt for den fremtidige gødningsproduktion på dansk anlæg, da forskellen i særligt NH_4-N, og dermed også gødningsværdi, er bemærkelsesværdig.

Næringsstofindholdet for alle 5 produkter præsenteres i tabel 2.

Tabel 2. Næringsstofindhold (N, P, K), tørstofprocent og pH for de afprøvede produkter i 3 markforsøg lokaliseret øst for Storebælt

Gødningstype	Næringsstofindhold, kg pr. ton				TS, pct.	pH
	Total-N	NH_4-N	Fosfor	Kalium		
Svinegylle[1]	3,6	2,9	0,6	2,8	2	7,4
Øgro 10-3-1	100	-	26	10	-	-
Madaffald (12,5 pct.) + gylle[1]	3,2	2,1	0,4	2,2	4,1	7,5
Madaffald (100 pct.), VARGA[1]	3,8	2,8	0,4	1,8	2,9	7,6
Madaffald (100 pct.), Daka[1]	7,2	5,7	0,8	2,4	3,2	7,8

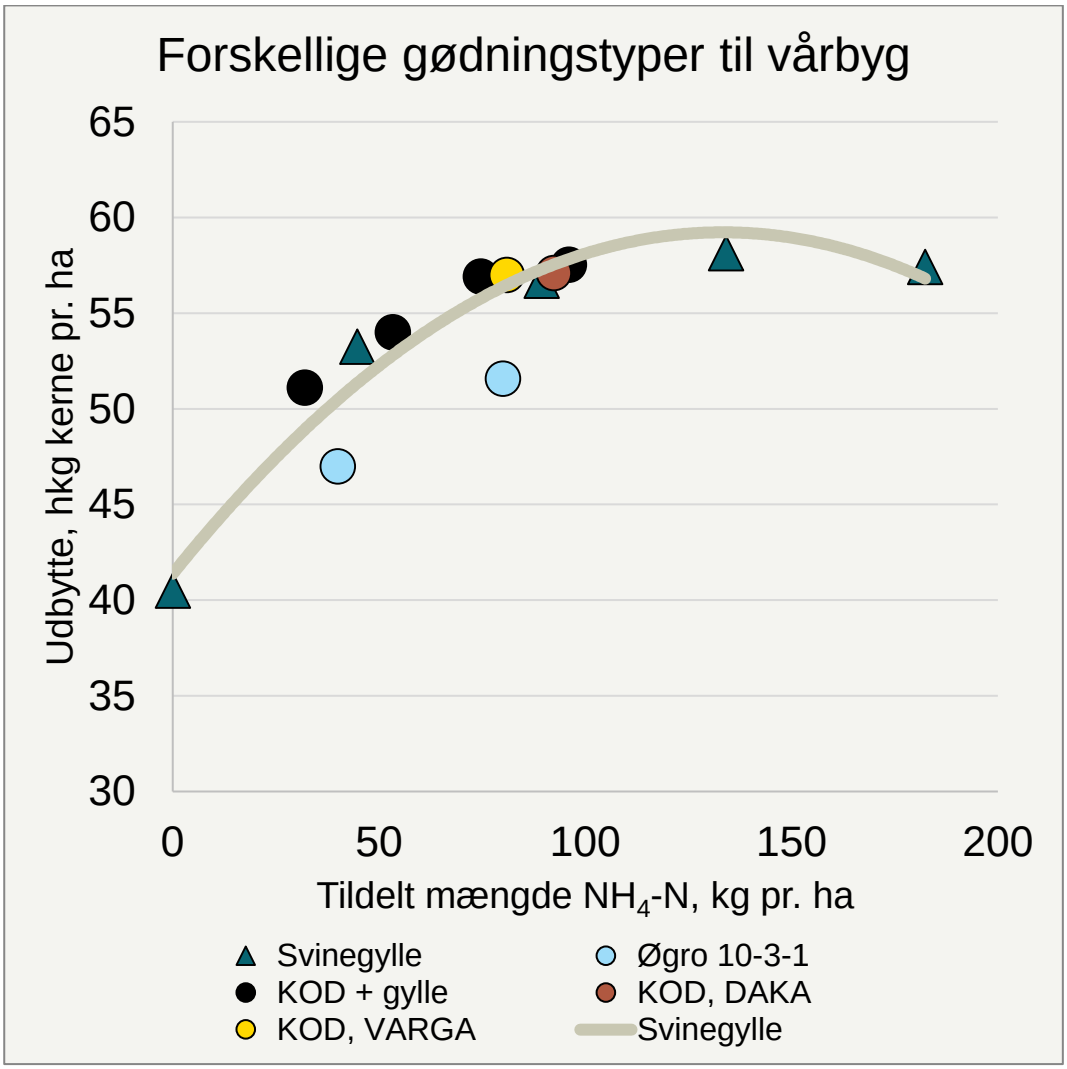
[1] næringsstofindholdet er fra analyser, der er foretaget i forbindelse med markforsøgene, af præcis det produkt, som er brugt i markforsøgene. Tallene er dermed et gennemsnit af prøver fra 3 lokaliteter.

[c] Der er ikke tale om kildesorteret madaffald, der udelukkende er indsamlet som dagrenovation, men om en blanding, der hovedsageligt består af kildesorteret madaffald fra dagrenovation, mens også affald fra storkøkkener, detailhandel og anden fødevareindustri indgår.

VARGA-produktet er meget tæt på at have samme næringsstofindhold, som gennemsnittet af den svinegylle, der er brugt i forsøgene. I gødskning af de normale kornafgrøder vil der typisk være en N:K ratio på 2:1. Der ligger VARGA-digestat meget tæt på. Højere kaliumandel er ikke et problem, men det vil sjældent give gødningsproduktet merværdi.

Kvælstofrespons

Gødningsforsøget vurderes som udgangspunkt som værende retvisende for dyrkningsåret 2019, da referencen, svinegylle, opfører sig helt som forventet. På figur 1 ses responskurven for tildelte mængder svinegylle, og i vårbyg forventer vi, som kurven også viser, et signifikant stigende udbytte indtil tildeling af over 80 kg ammoniumkvælstof. Herefter fås ikke signifikant større udbytte for yderligere tildeling. Det stemmer overens med resultater fra tidligere økologisk forsøgsafprøvning i 2006-2008 (SEGES, 2008).



Figur 1: Udbytte og tildeling af forskellige gødningstyper til vårbyg i 3 markforsøg i 2019[d].

[d] I figuren bruges termen 'KOD', hvilket i den resterende del af notatet omtales 'kildesorteret madaffald', da det vurderes at være en mere retvisende betegnelse.

VARGA-produktet ligger, ligesom DAKA-produktet, det andet gødningsprodukt baseret udelukkende på kildesorteret madaffald, næsten perfekt på responskurven for svinegylle. Det betyder, at produktet har samme udbytte- og kvælstofrespons som svinegylle i årets forsøg. Der er for begge produkter kun afprøvet ét kvælstofniveau, og vi kan ikke på baggrund af forsøgets resultater sige noget endeligt om forventet respons ved andre tildelinger. Baseret på målt ammoniumindhold er det en velbegrundet antagelse, at responsen på tildelinger omkring normalområdet vil svare til referencen. På samme måde forventes det, at stigende mængder ammoniumkvælstof i led med svinegylle og kildesorteret madaffald + gylle, også for VARGA-produktet vil resultere i en signifikant højere proteinkoncentration i kernen. Proteinindhold er et vigtigt kvalitetsparameter ved produktion af fx brødhvede, grynhavre, maltbyg. Figur 1 viser desuden resultater af kvælstofrespons for de andre tidligere omtalte produkter, som er med i samme forsøgsserie på 3 Østdanske lokaliteter.

VARGA skiller sig ikke ud

Sammenlignet med de andre gødningsprodukter, der er afprøvet i forsøget, skiller digestatet fra VARGA-projektet sig altså ikke ud på gødningsværdi. Selvom produktet fra Daka har en anden næringsstofsammensætning og -indhold, er gødningsværdien ikke forskellig. Der tildeles forskellige mængder digestat for at nå det samme niveau af ammoniumkvælstof, men responsen er altså ikke forskellig. Øgro-produktet, som ikke indeholder ammoniumkvælstof, har signifikant lavere udbytte end svinegylle (og dermed også VARGA-produktet) for tildeling svarende til 80 kg ammoniumkvælstof (regnet med 70% førsteårsudnyttelse af kvælstof).

Tungmetaller

VARGA-produktet er analyseret for tungmetaller og fysiske urenheder i både pulp og digestat. Grænseværdierne for brug på økologiske arealer, som VARGA-produktet skal overholde, er skærpede sammenlignet med dem fra Affald til jord bekendtgørelsen (se tabel 3).

Tabel 3. Grænseværdier for tungmetaller i pulp fra kildesorteret madaffald opført i henholdsvis *Affald til jord bekendtgørelsen* og *Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion*

Tungmetaller	Grænseværdier for tungmetaller i KOD pulp (mg pr. kg ts.)	
	Affald til jord bekendtgørelsen[1]	Økologi vejledningen[2]
Cadmium	0,8	0,7
Kobber	1.000	70
Nikkel	30	25
Bly	120	45
Zink	4.000	200
Kviksølv	0,8	0,4
Chrom (i alt)	100	70
Chrom (IV)	-	Ikke påviselig

[1] Miljø- og Fødevareministeriet, 2018.

[2] Landbrugsstyrelsen, 2019.

I processen konsulteredes Landbrugsstyrelsen for at afklare analysetidspunkt. Det er relevant, fordi det ikke står klart beskrevet i Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion (Landbrugsstyrelsen, 2019), og fordi tørstofprocenten i forbindelse med afgasningsprocessen mindskes, hvilket naturligt opkoncentrerer tungmetalniveauet (måles i mg pr. kg ts) i digestatet sammenlignet med i pulpen (inden afgasning). Ved analysetidspunkt efter afgasning risikeres dermed for høje niveauer. Landbrugsstyrelsen har fastlagt analysetidspunktet til at være før afgasning (pulp). Tungemetalniveauet fra det forbehandlingsanlæg, hvorfra det kildesorterede madaffald stammer, har i løbet af analyseperioden ændret sig markant, hvilket har resulteret i forhøjede

niveauer af særligt zink og kobber. Dette formentligt pga. ændring i anlæggets inputs[e]. Det har ikke været muligt at få bekræftet den formodede begrundelse for øget tungmetalniveau. Denne tilsyneladende tungmetals-følsomhed overfor ændringer i input bør afføde naturlig opmærksomhed herpå fremadrettet. De enkelte analyseresultater, der er udført i projektet, er behæftet med store usikkerheder, og resultaterne er derfor ikke medtaget i dette notat. De viser dog en tendens til, at det for zink og kobber kan være problematisk at overholde de skærpede økologiske krav til tungmetaller, hvis det blandes med madaffald fra foodservice, fra detailhandel mv., og ikke er et rent kildesorteret madaffaldsprodukt fra husholdninger. Tilsvarende analyseresultater af pulp fra anlæg, der udelukkende modtager kildesorteret madaffald fra husholdninger, overholder dog nemt gældende grænseværdier (AffaldPlus, 2019). Det anses derfor ikke for at være en større udfordring at overholde gældende lovgivning på området, hvis blot inputmaterialet, det kildesorterede madaffald, stammer fra husholdninger.

Fysiske urenheder

De fysiske urenheder skal også analyseres i indgangsmaterialet. Her har Danmark en stram lovgivning (sammenlignet med vores nabolande) for, hvad der tolereres i pulpen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018.). Lovgivningen gælder kun for urenheder over 2 mm. og tillader, at plast dækker op til 1 cm^2 pr. pct. tørstof i 1 liter pulp og 0,15 vægtprocent/tørstof. Det er fremlagt som en ambitiøs lovgivning. Hvis man vil udbringe 80 kg ammoniumkvælstof pr. ha af digestat (VARGA-produktet), altså den mængde, der er afprøvet i markforsøget, betyder det, at der tillades en dækning af marken på 8,6 m^2 plast pr. ha[f]. Det er < 0,1 pct. af arealet, som må være dækket med plast over 2 mm. De registrerede urenheder i VARGA-produktet (pulp) fyldte tilsammen 0,03 pct. af tørstof, hvilket er langt under de tilladte 0,5 pct. af tørstof, mens plast er målt til 0,01 pct. tørstof mod det tilladte 0,15 pct. tørstof. Den arealbaserede analyse for plast i pulp brugt i VARGA-projektet viser 3,38 cm^2 pr. 100 g ts, hvilket med tildeling af 80 kg ammoniumkvælstof (og med samme antagelser som i tidligere regneeksempel) giver en dækning svarende til 2,86 m^2 plast pr. ha[g]. Af billedet i figur 2 kan man få et indtryk af de fysiske urenheder, som omtales i det forrige. Dermed ligger man altså meget langt under de fastsatte grænseværdier for både plast og fysiske urenheder generelt. Pulpen er analyseret i efteråret 2019, og der er dermed analyseret pulp af en anden batch, end den, der er anvendt til gødningen, fra markforsøget. Pga. føromtalte uklarhed i Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion (Landbrugsstyrelsen, 2019) analyseredes i stedet den færdigproducerede gødning/digestat (efter afgasning) i forbindelse med markforsøget, 2019.

Klimaperspektiv

Når der produceres ny organisk gødning, som kan og må bruges på økologiske arealer, så er der potentiale for at 1) øge tildelingen på eksisterende økologiske arealer, 2) fortrænge forbruget af kunstgødning ved omlægning af eksisterende landbrugsarealer til økologisk drift, eller 3) erstatte ubehandlet konventionel husdyrgødning på økologiske arealer med recirkulerede/afgassede biomasser. De tre perspektiver adresseres i det følgende, hvor der antages en produceret mængde digestat på 60.000 ton digestat om året (Leisner, 2019), og et næringsstofindhold som opnået i markforsøgene:

1. Mere gødning til eksisterende økologiske arealer

---

[e] Den oprindelige aftale med anlægget var, at det skulle være produceret af 100 % kildesorteret madaffald fra husholdninger. En aftale anlægget formentligt ikke har overholdt.

[f] Antagelser: a) pulp = 17 pct. ts., b) digestat = 2,9 pct. ts., c) digestat = 2,8 kg NH^4-N pr. ton, d) digestat vægtfylde = 1 ton pr. m^3.
Udregning, tilladte mængder: 17 cm^2 pr. liter pulp = 1,7 m^2 pr. m^3 pulp = 0,3 m^2 pr. m^3 digestat. 80 kg NH_4-N pr. ha / 2,8 kg NH_4-N pr. ton = 28,6 ton pr. ha. 28,6 ton pr. ha x 0,3 m^2 pr. m^3 = 8,6 m^2 plast pr. ha.

[g] Udregning, faktiske mængder: 3,38 cm^2 pr. 100 g ts. = 5,746 cm^2 pr. liter pulp = 0,5746 m^2 pr. m^3 pulp = 0,1 m^2 pr. m^3 digestat. 28,6 ton pr. ha x 0,1 m^2 pr. m^3 = 2,86 m^2 plast pr. ha.

Det er rimeligt at antage, at økologiske planteavlere på Sjælland ikke bruger mere end 60 kg N pr. ha i gennemsnit. Det er måske endda et konservativt bud. Hvis de eksisterende økologiske arealer øger deres tildeling fra 60 til 80 kg N pr. ha, som følge af tilgængelighed af nye næringsstoffer, dækkes behovet for øget tildeling for 12.880 ha økologisk landbrugsjord[h]. En gennemsnitlig stigning i udbyttet på disse arealer på 5-10 pct.[i] er sandsynlig, og dermed forbedres klimaregnskabet på disse arealer mærkbart.

2. Omlægning af landbrugsarealer til økologisk produktion
Det er også rimeligt at antage, at der, som følge af tilgængelighed af yderligere næringsstof, vil være interesse for øget omlægning af landbrugsjord til økologisk drift. Hvis al digestat bruges på nye økologiske arealer fortrænges den kunstgødning, som ellers ofte ville være brugt i den konventionelle planteavl på Sjælland. I den konventionelle planteavl bruges gennemsnitligt ca. 120 kg NH_4-N pr. ha. Her antages det hele at være i form af kunstgødning. I praksis er dele af kvælstoffet ofte fra husdyrgødning. Potentialet for erstatning af kunstgødning (120 kg NH_4-N pr. ha) ved omlægning af landbrugsjord til økologi (60 kg NH_4-N pr. ton) som følge af ny næringsstoftilgængelighed er på 336.000 kg NH_4-N[j] svarende til omlægning af 2800 ha til økologi. Der fortrænges altså potentielt over 300.000 kg NH_4-N i kunstgødning.
Hvis kvælstoffet i kunstgødningen skal erstattes 1:1 af digestatet, uden at medregne omlægning til økologi, er det faktiske tal tæt på det halve (150.000 kg NH_4-N).

3. Erstatning af konventionel husdyrgødning med recirkulerede biomasser i økologisk planteavl
Det er en af de centrale værdier og målsætninger, at økologi skal gøres mindre afhængig af konventionel husdyrgødning. Vejen dertil består af agrologiske tilpasninger med mere robuste sædskifter og af indfasning af nye næringsstoffer og gødningstyper, der ligger tættere på ideen om et cirkulært økologisk landbrug. Effekten, af at det nu er mere realistisk at bevæge økologien i den retning, er øget troværdighed overfor den økologiske forbruger. Det er den eneste mulige vej for at fastholde og udvikle det økologiske marked. Fortrængning af afhængighed af konventionel produktion er altså afgørende for den økologiske produktion, og dermed også afgørende for et fortsat bæredygtigt alternativ. Bæredygtigheds- og klimaspørgsmål i forhold til konventionel- og økologiske produktionsform er fortsat til diskussion og inkluderes ikke i dette notat.

Værdi af digestat
Næringsstofferne i digestatet har en værdi. Dette er adresseret i forrige notater (Hørfarter et al., 2017; Bengtsson et al., 2019). I Bengtsson et al. 2019 blev udregningen foretaget med forventet næringsstofindhold og ikke med produktets faktiske næringsstofindhold, som siden er blevet kendt via analyser fra markforsøgene. Derfor er prissætningen af næringsstoffer ud fra henholdsvis konventionelle og økologiske priser opdateret i tabel 4. Som i forrige notat er digestatets konventionelle prissætning på baggrund af næringsstofpriser i almindelig kunstgødning (NH_4-N = 7,4 kr. pr. kg; P = 12 kr. pr. kg; K = 6 kr. pr. kg), mens den økologiske prissætning er foretaget på baggrund af næringsstofpriserne i den økologiske "handelsgødning": Øgro 10-3-1 (NH_4-N = 16,7 kr. pr. kg; P = 27 kr. pr. kg; K = 13,5 kr. pr. kg). Den økologiske prissætning er valgt selvom vi fra forsøgene kan se, at kvælstofudnyttelsen er større i digestatet end i Øgro 10-3-1, hvorfor man kunne overveje at hæve prisen for kvælstof yderligere.

[h] Udregning: 2,8 kg NH_4-N pr. ton x 60.000 ton digestat / 20 kg NH_4-N pr. ha = 8.400 ha.
[i] Antagelse: standardudbytte = ca. 3500 kg pr. ha.
Udregning: 20 kg NH_4-N pr. ha x 15 kg. kerne pr. kg ekstra tilført NH_4-N = 300 kg pr. ha. 300 kg pr. ha / 3500 kg pr. ha x 100 pct. = 8,6 pct.
[j] Udregning: 2,8 kg NH_4-N pr. ton x 60.000 ton digestat / 60 kg NH_4-N pr. ha = 2.800 ha.
4.293 ha x 120 kg NH_4-N pr. ha = 336.000 kg NH_4-N.

Tabel 4: Prissætning af næringsstoffer i VARGA-digestat. Konventionel prissætning baseres på næringsstofpriser i kunstgødning. Økologisk prissætning baseres på næringsstofpriser i Øgro 10-3-1.

Næringsstoffer	Prissætning, kr. pr. ton	
	Konventionel	Økologisk
NH_4-N	20,7	46,8
Total P	4,8	10,8
Total K	10,8	24,3
I alt	36,3	81,9

I tabel 4 præciseres næringsstoffernes teoretiske værdi ud fra antagelser af prissætning for N, P og K. Som tidligere omtalt afhænger den endelige værdi af produktet dog mere af efterspørgslen som følge af bl.a. kornpriser, andre tilgængelige næringsstoffer i området og mængden af økologiske arealer i området og afstande dertil, ligesom også politiske tiltag som fx krav til begrænset brug af ikke-økologisk gødning, ændring i støtteordninger el.lign. vil spille ind.

Værdi af kvælstof i marken

Som tommelfingerregel giver 1 kg ammoniumkvælstof et merudbytte på 15 kg kerne i en økologisk kornafgrøde. Dette er tilfældet, hvis tildelingen mellem 60 og 100 kg ammoniumkvælstof pr. ha. Hvis tildelingen er under 60 kg, er merudbyttet højere. Kornpriserne for økologisk korn er lige nu presset i bund, men hvis vi antager en fremtidig pris på gennemsnitligt 2 kr. pr. kg (afhænger af art, kvalitet mv.), giver det et gennemsnitligt merudbytte på 30 kr. pr. tilført kg ammoniumkvælstof. Værdien af 1 ton digestat er dermed 84 kr. – altså meget tæt på den økologiske prissætning i tabel 4. Derpå fratrækkes udgift til lager, transport, udbringning og indkøbspris for at nå frem til landmandens gevinst. Kvælstof er udbyttebegrænsende i det økologiske planteavlssædskifte (NutHY, 2018), så et udtalt kvælstoffokus er, hvad man kigger ind i som økologisk planteavler. Faldende fosfortal i økologiske planteavlssædskifter (SEGES Økologi, 2013; Rubæk, Askegaard og Christiansen, 2018) skal dog adresseres, da konsekvenserne af for lave tal er ufrugtbar agerjord i mange år frem. Derfor vil/bør planteavleren også være interesseret i digestatets fosfor, selvom indholdet ser ud til at være noget lavere end i de fleste typer husdyrgødning. Værdien af fosfor er dog svær at estimere, og derfor foretages pris- og værdisætning ofte udelukkende på baggrund af kvælstofindhold med fosfor og kali som "sidegevinster".

Scenarieberegninger

I det følgende udregnes "break-even" priser[k] for VARGA-digestatet på baggrund af næringsstoffernes forventede værdi for landmanden. Der arbejdes med "break-even" priser, fordi indtrykket fra de adspurgte landmænd i tidligere udførte spørgeundersøgelse er, at de synes afgasset KOD, er en god idé, men at de som udgangspunkt ikke er villige til at betale en stor merpris for produktet sammenlignet med deres nuværende løsning, som ofte er billig konventionel husdyrgødning. Der regnes med konventionelle næringsstofpriser, og udgifter til transport og lager er inkluderet i den fastsatte pris og afholdes dermed af sælger. Udgift til udbringning afholdes af landmanden og indgår i beregning.

Der opstilles 2 scenarier for prissætningen:
A: Specifikke områder på Sjælland, hvor husdyrgødning er en mangelvare, og hvor man betaler op imod 30 kr. pr. ton. Disse områder findes bestemt og vil kræve en arealanalyse at lokalisere.

[k] "Break-even" er i dette tilfælde det punkt, hvor omkostninger er lig med forventet værdi for landmanden.

B: Et fremtidsscenarie, hvor de tilladte niveauer for brug af ubehandlet konventionel husdyrgødning reduceres til 40 kg NH_4-N pr. ha, mens der kan gødes op til 100 kg NH_4-N pr. ha med recirkulerede produkter (herunder VARGA-digestat). Den foreslåede gødningsmodel er beskrevet i tidligere notat.

A: I områder, hvor svinegylle koster 30 kr. pr. ton, tildeles ikke mere end 60 kg NH_4-N pr. ha. I tabel 5 vises resultatet for tildelt svinegylle og digestat ved forskellige indkøbspriser. De forskellige indkøbspriser repræsenterer henholdsvis "break-even", hvor udgifter til indkøb af gødning er lig værdien af produktet i forventet merudbytte[I], og der dermed forventes et 'nul-resultat', og "konkurrencedygtig", hvor landmandens forventede resultat er ca. det samme som ved tildeling af 60 NH_4-N i konventionel svinegylle. Dermed er prisen konkurrencedygtig i forhold til svinegylle. Prissætningen for "break-even" er 54 kr. pr. ton, og for "konkurrencedygtig" er den 33 kr. pr. ton.

Tabel 5: Omkostninger, værdi og resultat ved forskellig gødningsstrategi og indkøbspris. Scenarie, hvor indkøbsprisen for svinegylle er 30 kr. pr. ton.

Gødningsstrategi		Tildelt mængde, ton/ha[1]	Omkostninger, kr. pr. ton		Omkostninger, kr. pr. ha[2]	Værdi, kr. pr. ha	Resultat, kr. pr. ha
			Indkøb	Udbring.			
	Svinegylle, 60 kg NH_4-N	25,6	30	20	1.280	1.800	520
Break-even	Digestat, 60 kg NH_4-N	24,3	54	20	1.798	1.800	2
Konkurrence	Digestat, 60 kg NH_4-N	24,3	33	20	1.288	1.800	512

[1] Tildelt mængde NH_4-N / (Total-N x 65 %). 65 % er forventet udnyttelsesprocent for svinegylle.

[2] Omkostninger x tildelt mængde.

B: I scenariet, hvor 40 kg NH_4-N pr. ha kommer fra konventionel svinegylle til 5 kr. pr. ton og 60 kg NH_4-N pr. ha fra VARGA-digestatet, tildeles altså tilsammen 100 kg NH_4-N pr. ha. Det er den tilladte fordeling med det forslag, som lige nu behandles for fremtidig tildeling af næringsstof i økologisk landbrugsproduktion. I tabel 6 ses den mulige indkøbspris for VARGA-digestat under ovenstående scenarie. Den udregnede indkøbspris for digestat er en "break-even" pris, hvor udgifter til indkøb af gødning er lig værdien af produktet i forventet merudbytte. Prissætningen for "break-even" er 86 kr. pr. ton.

[I] Antagelser: 15 kg kerne pr. kg tildelt NH_4-N. 1 kg kerne = 2 kr.

Tabel 6: Omkostninger, værdi og resultat ved forskellig gødningsstrategi og indkøbspris. Scenarie, hvor der tilføres 40 kg NH_4-N i konventionel ubehandlet svinegylle og 60 kg NH_4-N i afgasset VARGA-digestat.

Gødningsstrategi		Tildelt mængde, ton/ha[1]	Omkostninger, kr. pr. ton		Omkostninger, kr. pr. ha[2]	Værdi, kr. pr. ha	Resultat, kr. pr. ha
			Indkøb	Udbring.			
Break-even	Svinegylle, 40 kg NH_4-N	17,1	5	20	428	1.200	772
	Digestat, 60 kg NH_4-N	24,3	86	20	2576	1.800	-776
	I alt, 100 kg NH_4-N	41,4	91	40	3004	3000	-4

[1] Tildelt mængde NH_4-N / (Total-N x 65 %). 65 % er forventet udnyttelsesprocent for svinegylle.

[2] Omkostninger x tildelt mængde.

Der bør i forbindelse med endelig prissætning tages højde for dyrkningsusikkerhed, forventet indtjening blandt landmænd mv., som ikke er medregnet her. 86 kr. pr. ton må dermed betegnes som værende langt fra den forventede, realistiske udbudspris på produktet. Det skal understreges, at prissætningen er et udtryk for et prisniveau, hvor landmanden forventes at have en produktion uden overskud. Den korrekte prissætning må forventes også at skulle tage hensyn til, at landmanden også skal afholde udgifter for til maskinomkostninger, arbejdstimer mv.

Omkostninger forbundet med transport og lager

I tidligere notat (Hørfarter et al., 2017) udregnes desuden omkostninger for transport og lager af afgasset materiale. Disse udgifter forventes at være tilnærmelsesvist retvisende. Dette på trods af at lokaliteten, hvorfra digestatet forventes afsat, har ændret sig siden da, og at indeværende notat udelukkende beskæftiger sig med afsætning til økologiske producenter, hvilket også er en ændret præmis sammenlignet med det tidlige notat fra 2017. Den ændrede lokalitet gør de økologiske arealer i nærområdet flere, mens afsætning udelukkende til økologer begrænser afsætningen. Fordele og ulemper kan her antages at gå lige op. Således kan tidligere notats udregning af omkostninger til lager og transport bruges i business case for produktet. I praksis kan forholdende være anderledes, da bl.a. tilslutningsgrad identificeres som en afgørende parameter i udregning af transportomkostninger (Hørfarter et al., 2017). Pris til lager afhænger ligeledes af eventuelt behov for opførsel af nye lagre, mens pris for udbringning afhænger af placering af decentrale lagre i forhold til udbringningsarealer. De udregnede omkostninger er gengivet i tabel 7, som af Bengtsson et al., 2019:

Tabel 7: Beregning af pris for transport, lager og udbringning (Hørfarter, et al. 2017).

Forudsætninger for pris	kr. pr. m^3
Transport, afhænger af afstand	25 - 53
Oplagring i ny beholder	8[1]
Udbringning, afhænger af afstand	17 - 25

[1] Pris for lagring af 46.000 ton årligt á 16 kr. pr. m^3, og ved produktion af 92.141 ton digestat. Prisen er inkl. opførsel og afskrivning af nyt lager (Hørfarter et al., 2017).

Litteraturliste

AffaldPlus. Ikke-offentliggjort data med pulpanalyser, urenheder, miljøfremmede stoffer mv., 2019.

Arun, Kirthana Indirani Tharumathas. (endnu) ikke-offentliggjort specialeprojekt, primo 2020.

Bengtsson, Sven Olav, Sven Hermansen, Birgit Ingvorsen og Casper Laursen. "Notat: Kontakt til landmænd i de involverede kommuner på Sjælland". Seges Økologi Innovation, april 2019.

Hørfarter, Rita, Susi Lyngholm, Birgit Ingvorsen, og Margrethe Askegaard. "Værdi af bioforgasset KOD fra ARC og VF". Seges, Landbrug og fødevare, 2017.

Landbrugsstyrelsen. "Vejledning om økologisk jordbrug", 2019. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Indsatsomraader/Oekologi/Jordbrugsbedrifter/Vejledning_til_oekologisk_jordbrugsproduktion/Oekologivejledning_februar_2019.pdf.

Leisner, Ida. "Personlig kommunikation", 12. april 2019.

Lohmann, Karina Vincents. AgroTech. "Kvalitet i Landsforsøgene", 2012. https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Landsforsoeg-og-resultater/Kvalitet-i-Landsforsoegene/Sider/pl_kval_landsfors_PS01-001.aspx

Miljø- og Fødevareministeriet. "Affald til jord bekendtgørelsen", 2018. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=202047.

NFTS, 2019. https://nfts.dlbr.dk/Forms/Dokumentation.aspx?KardexID=59920&GUID=b64a2f78-b31c-4b65-a6d2-34a0aaf169cd

NutHY, Nutrients for higher yields. 2018. Projekt støttet af OrganicRDD og Promilleafgiftsfonden for landbrug. https://projektsitet.seges.dk/fond/promilleafgiftsfonden/aar/2018/projekt/NutHY-3855

Rubæk, Gitte Holten, Margrethe Askegaard, og Nina Høj Christiansen. "DCA nr. 141, Gødningsværdi af fosfor i restprodukter". Aarhus Universitet, 2018.

SEGES. "Oversigt over Landsforsøgene", 2008. https://www.landbrugsinfo.dk/Oekologi/Planteavl/Sider/Oversigt08_Oeko_dyrk.pdf?List=%7b16c245b3-b519-4ac7-953b-cf3148e7d78e%7d&download=true

SEGES Økologi. "Faktaark fosfor", 2013. https://www.landbrugsinfo.dk/oekologi/planteavl/goedskning/naeringsstoffer/sider/faktaark_fosfor.pdf?download=true.

Bilag 1. Eksempel på forsøgsdesign
Forsøgsdesignet er fra forsøget anlagt på Krenkerup Gods, Lolland (NFTS, 2019).

1	Værn
2	2
3	Værn
4	Værn
5	10
6	Værn
7	Værn
8	5
9	Værn
10	Værn
11	9
12	Værn
13	Værn
14	13
15	Værn
16	Værn
17	1
18	Værn
19	Værn
20	4
21	Værn
22	Værn
23	12
24	Værn
25	Værn
26	8
27	Værn
28	Værn
29	3
30	Værn
31	Værn
32	6
33	Værn
34	Værn
35	7
36	Værn
37	Værn
38	11

} Samme behandling (3x1,5 m)

39	Værn
40	Værn
41	11
42	Værn
43	Værn
44	12
45	Værn
46	Værn
47	4
48	Værn
49	Værn
50	9
51	Værn
52	Værn
53	5
54	Værn
55	Værn
56	7
57	Værn
58	Værn
59	3
60	Værn
61	Værn
62	10
63	Værn
64	Værn
65	6
66	Værn
67	Værn
68	1
69	Værn
70	Værn
71	2
72	Værn
73	Værn
74	8
75	Værn
76	Værn
77	13
78	Værn

79	Værn
80	3
81	Værn
82	Værn
83	6
84	Værn
85	Værn
86	1
87	Værn
88	Værn
89	4
90	Værn
91	Værn
92	11
93	Værn
94	Værn
95	9
96	Værn
97	Værn
98	13
99	Værn
100	Værn
101	8
102	Værn
103	Værn
104	10
105	Værn
106	Værn
107	2
108	Værn
109	Værn
110	5
111	Værn
112	Værn
113	7
114	Værn
115	Værn
116	12
117	Værn
118	Værn
119	12
120	Værn
121	Værn
122	2
123	Værn
124	Værn
125	4
126	Værn
127	Værn
128	6
129	Værn
130	Værn
131	11
132	Værn
133	Værn
134	13
135	Værn
136	Værn
137	10
138	Værn
139	Værn
140	3
141	Værn
142	Værn
143	7
144	Værn
145	Værn
146	1
147	Værn
148	Værn
149	8
150	Værn
151	Værn
152	9
153	Værn
154	Værn
155	5
156	Værn

Amager Ressourcecenter
Kraftværksvej 31
2300 København S
Att.: Ida Leisner

4. april 2017

Værdi af bioforgasset KOD fra ARC og VF
Notat



Forfattere:
Rita Hørfarter, Susi Lyngholm, Birgit Ingvorsen
Torkild Birkmose
Margrethe Askegaard (mga@seges.dk)

SEGES, Landbrug & Fødevarer F.m.b.A.
Agro Food Park 15, DK 8200 Aarhus N

Opgavebeskrivelse

Notat om værdien af BIOFOS restprodukter, udført i september 2015, ønskes opdateret for det produkt, som er resultatet af bioforgasning af KOD fra ARC og VF kommuner. Notatet var baseret på sammensætningen af bioslurry fra Renescience processen. Der indgik ikke analyser af synlige urenheder. Notatet skal beskrive forudsætninger for at afsætte restprodukter fra bioforgasning af KOD til såvel konventionelle som økologiske landbrug. Notatet skal anvendes til at vurdere realistiske afsætningsmuligheder og hvilke omkostninger (eller indtægter), der kan være forbundet med afsætning til en af de to typer landbrug.

Formålet med notatet er, at det skal indgå i det beslutningsgrundlag som ARC's og Vestforbrændings bestyrelser og politikerne i Københavns kommune tager udgangspunkt i, når det afgøres, om selskaberne for ejerkommunerne skal recirkulere digestat til landbruget gennem udnyttelse af den ledige biogasreaktor i Avedøre.

Delopgaver:

1. Laboratorieanalyser af KOD pulp
   SEGES udarbejder liste over ønskede parametre for analyser herunder såvel næringsstoffer som uønskede stoffer inkl. fysiske urenheder. Antal prøve gentagelser fastsættes og økonomi afstemmes med ARC. Gemidan/Komtek samt evt. HCS, der repræsenterer to pulpertyper, udtager prøver og sender til analyse.
2. Teoretisk beregning af kvalitet i afgasset produkt
   2.1. Med baggrund i de målte analyseværdier beregnes koncentrationen af indholdsstoffer for afgasset materiale, og relateres til eksisterende krav i hhv. slambekendtgørelsen, biproduktforordningen og økologiforordningen.
3. Lovgivning og potentielle regelbegrænsninger
   3.1. Nugældende regler for håndtering af digestat til konventionelle og økologiske landmænd
   3.2. Med hensyn til indholdsstoffer præciseres, hvorvidt der er eller forventes specifikke krav/grænseværdier for indhold af medicinrester og hormoner (som fx kunne stamme fra madrester fra konventionelt opdrættet kødkvæg, eller fra pesticidrester på frugt og grøntsager).
   3.3. Ligeledes om der gælder krav/grænseværdier for GMO-holdige enzymer eller polymerer produceret af acrylnitril.
   3.4. At få undersøgt/afklaret hvornår i proces biopulp skal kontrolleres (før – biogas fællesanlæg - eller efter bioforgasning + hygiejnisering - slamforgasningsanlæg) og efter hvilken metode og bekendtgørelse (biproduktforordning, slambekendtgørelse, økoforordning).
   3.5. Hvis muligt: At få afklaret om det er i orden efter økoforordningen at anvende renset spildevand som procesvand.
   3.6. Status for Mejeriforeningens holdning til KOD.
4. Afvanding af digestat
   At få vurderet relevans af afvanding af digestat til hhv. konventionel og økologisk brug, samt effekt på indhold af gødningsstoffer ved enten at afvande eller ikke at afvande digestatet.
5. Forhold omkring transport, lagring og udbringning herunder betydning af vandindhold
   Med baggrund i oplysninger fra ARC/BIOFOS/VF om forventede producerede mængder digestat at få undersøgt lagringsmuligheder hos konventionelle og økologiske landmænd.
   5.1. Transportomkostninger.
   5.2 Lagringsomkostninger.
   5.3 Udbringningsomkostninger.
6 Beregning af næringsstofværdi i konventionel og økologisk drift

6.1 Der regnes på såvel separeret og ikke separeret digestat.

6.2 Det er ikke muligt indenfor deadline for projektet at gennemføre dyrkningsforsøg med gødningsrest fra KOD. Hvis der i andre lande er gennemført sådanne forsøg, som er beskrevet i litteraturen, må resultater gerne indgå i notatet.

Opdrag på del I af notatet med leverance 15/3:

Der fokuseres på opgaverne 1, 2 og 5. Opgave 5 skal bidrage til den business case, der skal udarbejdes. Med hensyn til 1 og 2, så er der tale om at få udført analyser på tre prøver på Vestforbrændings biopulp fra Komtek. HCS springes således over i første omgang. Komtek sørger for at få analyseret mht. biogaspotentiale og andre proces parametre, og mht. slambekendtgørelsens og økoforordningens (og biproduktforordningens?) grænseværdier for tungmetaller og miljøfremmede stoffer. De ekstra krav, som vi skal bruge for opdatering af notatet, udarbejder SEGES en liste til Komtek over. Det er fint, at SEGES kan beregne koncentrationen af indholdsstoffer i det afgassede materiale.

Der ønskes svar på følgende:

- Hvad koster det i kroner at køre gødningsprodukterne fra rådnetank til buffertanke og videre til landmand?
- Lave øvelsen for såvel økologiske som konventionelle landmænd.
- Og for de konventionelle landmænd både for alm. digestat og separeret digestat. Efterfølgende er det meddelt, at man ikke regner med at separere digestatet, hverken til de økologiske eller de konventionelle landbrug.

Dette notat samler alle spørgsmål inklusiv svar på spørgsmål, der fulgte efter levering af del 1, og ligeledes korrigeret med de nyeste analysedata for tre prøver af pulp, der indkom d. 27. marts og 3. april.

Sammendrag af udvalgte hovedpunkter

Alle grænseværdier for uønskede indholdsstoffer i testprøverne af KOD-pulpen defineret i såvel Slambekendtgørelsen og i "Vejledning for økologisk jordbrugsproduktion" var overholdt. Der er behov for opmærksomhed på især zink, men også kobber, hvor koncentrationerne lå relativt tæt på grænseværdien angivet i økologivejledningen.

Beregningerne af kvaliteten af den afgassede biomasse ændrede sig kun ganske lidt, da der blev anvendt resultater fra de tre analyser af KOD-pulpen fra Vestforbrændingen.

Der er brug for opmærksomhed på, at der sandsynligvis træder en ny Affald til jord bekendtgørelsen i kraft 1. august 2017, da der sker en opsplitning af bekendtgørelsen, således at næringsstofdelen og anvendelse bliver implementeret i Husdyrgødningsbekendtgørelsen, og den miljømæssige del som angår meddelelsespligt, tungmetaller og miljøfremmede stoffer mv. fremadrettet vil være at finde i Affald til jord bekendtgørelsen.

Grænseværdier for indhold af fysiske urenheder i pulp fra KOD vil sandsynligvis blive indarbejdet i Affald- til jordbekendtgørelsen med en endelig version ultimo 2017. Indhold af plast og aluminium i >2 mm fraktionen af de tre prøver af KOD pulp fra Vestforbrændingen var lavt. Vi kender dog endnu ikke de kommende grænseværdier.

Der er ikke noget der tyder på, at det kommer grænseværdier for medicinrester, hormoner og pesticidrester med i lovgivningen i den nærmeste fremtid.

Det tyder på, at man i Landbrugs- og Fiskeristyrelsen er åben for at anvende hygiejniseret renset spildevand som fortynding af pulpen – også på de økologiske marker. Her bør dog graves lidt dybere i problemstillingen.

Alt tyder også på grønt lys fra mejeribranchen i forhold til anvendelse af KOD på økologiske marker. Blot mangler indførelse af grænseværdier på fysiske urenheder.

Husdyrtætheden på Østsjælland er lav, og husdyrenes gødning beslaglægger blot 10-20 pct. af udbringningsarealet. Derfor er 80-90 pct. af arealet potentielt ledigt til udbringning af f.eks. organiske affaldsprodukter som afgasset biovæske.

Kørslen med afgasset biovæske koster hhv. 23 kr. pr. ton og 53 kr. pr. ton ved tilslutningsgrader på 80 og 2 pct. Tilslutningsgraden vil sandsynligvis være højere for økologer end for konventionelle landmænd. Et skøn vil være en tilslutningsgrad på 40-50 pct. for økologer og 10-20 pct. for konventionelle landmænd. Det forventes, at flere konventionelle landmænd lægger om til økologi, når der kan skaffes gødning.

Ved fuld betaling for oplagring vil den årlige omkostning svare til 8 kr. pr. ton afgasset biovæske og udbringningsomkostningerne kan sættes til omkring 25 kr. pr. ton afgasset biovæske.

Landmændenes betalingsvillighed afhænger af deres aktuelle behov for næringsstoffer og af pris på alternative gødninger. Den potentielle næringsstofværdi af afgasset biovæske ligger omkring 40 kr. pr. ton beregnet ud fra priser på konventionel handelsgødning. Den potentielle "økologiske" pris kan være højere.

Vi tolker reglerne sådan, at der skal analyseres på input til biogasanlægget, også når der er tale om KOD, som ikke blandes med andre materialer.

1. Laboratorieanalyser af KOD pulp

Der er gennemført analyser på de tre prøver af pulp fra Vestforbrændings KOD. Prøverne er ifølge den beskrevne plan udtaget med nogle dages mellemrum i løbet af 1½-2 uger for at få lidt tidsmæssig spredning. Analyserne er sammenlignet med grænseværdierne for uønskede stoffer i a) "Affald til jord bekendtgørelsen" (Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, nr. 1650 af 13. december 2006) i daglig tale Slambekendtgørelsen og b) Bilag 1 i Vejledning for økologisk jordbrugsproduktion (se tabel 1).

Alle nuværende grænseværdier er overholdt for hver af de tre prøver, både grænseværdierne defineret i Slambekendtgørelsen og de skærpede grænseværdier i "Vejledning for økologisk jordbrugsproduktion". Kun koncentrationerne for zink og kobber kommer tæt på de økologiske grænseværdier, hvor de som gennemsnit udgør hhv. 72 og 57 pct. af de tilladte maksimale værdier.

For tungmetallerne gælder ifølge "Slambekendtgørelsen", at ud af de seneste 5 prøver skal analyseresultaterne fra mindst 75 pct. ligge under grænseværdierne. Dog må ingen prøve overskride en grænseværdi med mere end 50 pct. Hvis en prøve overskrider en grænseværdi med 0 – 50 pct., skal der umiddelbart foretages fornyet prøveudtagning og analyse. Affaldsproducenten kan vælge enten at overholde de tørstofrelaterede eller de fosforrelaterede grænseværdier (ikke medtaget her).

Hver enkelt analyseresultat skal overholde grænseværdierne for de miljøfremmede stoffer.

Der findes ikke tilsvarende betingelser knyttet til grænseværdierne i "Vejledning for økologisk jordbrugsproduktion", som alene omfatter tungmetallerne - og alene knyttet til tørstofindholdet.

De tre prøver blev også analyseret for indhold fysiske urenheder på fraktionen > 1,7 mm. Renheden var over 99,98 pct. hvilket er højt. Ud af de ikke organiske partikler udgjorde plast vægtmæssigt under 0,005 % af tørstof og aluminium under 0,02 pct. af tørstof i alle tre prøver. Det er sandsynligt, at de kommende grænseværdier i den nye Affald til jord bekendtgørelse vil indeholde arealbaserede grænseværdier for fysiske urenheder. I Danmark kigges der bl.a. til de svenske regler på området beskrevet i "Certifieringsregler för biogødsel 2017, Avfall Sverige" Nedenfor er indsat nogle udpluk fra de svenske regler, som kan give et muligt fingerpeg om de kommende regler i Danmark:

Synliga föroreningar är främmande ämnen såsom plast, glas, metall och kompositmaterial med en storlek > 2 mm. Det glidande medelvärdet för synliga föroreningar i flytande biogödsel får inte över-skrida 20 cm2/kg biogödsel
Övergångsbestämmelser: Under 2016 ska prover på mängden synliga föroreningar tas och resultaten analyseras både enligt den tidigare metoden (vikt-% av TS) och den nya metoden (cm2/kg). Gällande gränsvärde för synliga föroreningar under år 2016 är 0,5 vikt-% av torrsubstanshalten. Före 2017-06-30 skall anläggningarna gå över till att redovisa synliga föroreningar i cm2/kg.
Framtida ambitioner : Från och med den 1 januari 2020 ska det ske en sänkning av gränsvärdet - minst ska det glidande medelvärdet halveras. Anläggningarna ska arbeta med uppströmsåtgärder för att förhindra att synliga förore-ningar tillförs inkommande substrat till anläggningen.

Ved leverance af nærværende notat mangler fortsat en analyse på VS (organisk del af tørstof). Endvidere bør der foretages en supplerende analyse af chrom (VI), som ikke blev medtaget i nærværende analyseserie. Chrom (VI) indgår i de økologiske grænseværdier med en grænseværdi "Ikke påviselig".

Tabel 1. Analyser på de tre prøver af pulp fra Vestforbrændings KOD. Analyserne er sammenlignet med grænseværdierne for uønskede stoffer i hhv. Slambekendtgørelsen og i Vejledning for økologisk jordbrugsproduktion.

	Analyse på pulp					Grænseværdier		
	Test 1	Test 2	Test 3	Gns.	CV%	Slam-bekendt-gørelsen	Vejl. Økologisk jordbrugs-produktion	Enheder
Cadmium	0,05	0,11	0,096	0,09	*37*	0,8	0,7	mg/kg tørstof
Kviksølv	<0,03	<0,03	<0,03			0,8	0,4	mg/kg tørstof
Bly	3,3	3,4	3,9	3,5	*9*	120	45	mg/kg tørstof
Nikkel	1,4	2,3	2,0	1,9	*24*	30	25	mg/kg tørstof
Chrom[5)]	3,1	4,1	4,5	3,9	*18*	100	70	mg/kg tørstof
Zink	100	180	150	143	*28*	4.000	200	mg/kg tørstof
Kobber	27	53	39	40	*33*	1.000	70	mg/kg tørstof
LAS[1)]	120	190	110	140	*31*	1.300		mg/kg tørstof
PAH[2)]	#	#	#			3		mg/kg tørstof
NPE[3)]	0,14	0,8	0,55	0,50	*67*	10		mg/kg tørstof
DEHP[4)]	3,6	6	4	4,5	*28*	50		mg/kg tørstof
Tørstof	14	15	15	15	*4*			%
Total-N	25	35	26	28,7	*19*			g/kg tørstof
Ammonium-N	4,1	3,9	3,7	3,9	*5*			g/kg tørstof
Fosfor	3,5	4,1	5,1	4,2	*19*			g/kg tørstof
Kalium	9,1	14	15	12,7	*25*			g/kg tørstof
VS	-	-	-	-	-			
COD	1200	1400	1400	1333	*9*			g/kg tørstof
TOC	39	43	42	41	*5*			% af tørstof
Kulstof (C)	-	-	-	-	-			
pH	3,9	3,8	3,7	3,8	*3*			
Fys. urenheder[6)]	99,981	99,981	99,989	99,989	99,984			% af tørstof

#: Symboliserer at alle komponenter der indgår i den pågældende sum (11 i alt), har en koncentration mindre end den enkelte komponents detektionsgrænse.

1) LAS: Lineære alkylbenzensulfonater.

2) PAH: Polycykliske, aromatiske hydrocarboner. Σ PAH = Σ Acenaphthen, Phenathren, Fluoren, Fluoranthen, Pyren, Benzfluoranthener (b+j+k), Benz(a)pyren, Benz(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren.

3) NPE: Nonylphenol (+ethoxylater). NPE omfatter selve stoffet nonylphenol og nonylphenolethoxylater med 1-2 ethoxygrupper.

4) DEHP: di(2-ethylhexyl)phthalat.

5) Chrom (VI) er ikke medtaget i nærværende analyseserie, men bør analyseres, da den indgår i de økologiske grænseværdier. Grænseværdien er: ”Ikke påviselig”.

6) Fysiske urenheder i pct. af ikke-organiske partikler > 1,7 mm.

2. Teoretisk beregning af kvalitet i afgasset produkt

Afgasset biovæske indeholder næringsstoffer, som kan anvendes i landbruget. Afgasningsprocessen øger den potentielle udnyttelse af især kvælstof, og potentielle lugtstoffer nedbrydes i betydelig grad. Dertil kommer, at tørstofprocenten reduceres, hvilket letter håndteringen af produktet. I dette afsnit vurderes den afgassede biovæskes sammensætning og næringsstofværdi, og resultatet sammenlignes med ubehandlet svinegylle og traditionel afgasset gylle.

2.1. Metode

Grundlaget for beregningen er en opdateret massebalance opstillet af Lars Krogsgaard Nielsen fra Biofos dateret den 28. marts 2017 på baggrund af de tre analyser af KOD-pulp vist i tabel 1. Lars Krogsgaard Nielsen konkluderer, at de nye analyser bekræfter de tidligere forudsætninger, der blev anvendt i del 1 notatet, da de ligger indenfor usikkerheden med prøveudtagning og variation. Dette fremgår af de efterfølgende beregninger, hvor vi har medtaget de oprindelige værdier (i parenteser) til sammenligning.

Massebalanceberegningen omfatter ikke kalium, men den er estimeret til 1,3 kg kalium pr. ton biovæske (svarende til 1,4 kg total-K pr. ton afgasset biovæske). Den samlede årlige produktion af afgasset biovæske er beregnet ud fra 8.000 driftstimer svarende til 333 døgn. I beregningerne er det antaget, at 1 m^3 afgasset biovæske vejer 1 ton.

Den potentielle næringsstofværdi er fastsat ud fra næringsstofværdien af en tilsvarende mængde næringsstof i handelsgødning. Handelsgødningspriser er fastsat af Kornbasen.dk i marts 2017. I beregningen af den potentielle værdi er det antaget, at 100 pct. af ammoniumkvælstof, fosfor og kalium bliver udnyttet. I praksis kan den reelle udnyttelse være lavere.

Det er vanskeligere at fastsætte næringsstofpriserne på gødninger, der må anvendes i økologiske brug. Med udgangspunkt i de få rene gødninger, der må anvendes i økologisk landbrug, har vi forsøgt at beregne priserne på enkeltnæringsstofferne: Økologer har adgang til en konventionel gødning kaliumsulfat, som kun indeholder kalium og svovl. Med en pris på svovl i frit svovl på 3,80 kr. pr. ha kan prisen på kalium isoleres til 9,30 kr. pr. kg kalium. Det er næsten dobbelt så højt som prisen på kaliumprodukter anvendt i konventionel dyrkning. Det er ikke muligt at isolere prisen på fosfor, hvorfor der her anvendes samme konventionelle pris på de 10 kr. pr. kg fosfor. En alternativ kvælstofkilde til planteavlere uden adgang til husdyrgødning er kødbenmelsproduktet Øgro 10-3-1. Med de anvendte priser og en antaget N-udnyttelse på 70 pct. af total-kvælstof kan prisen på kvælstof isoleres til 30 kr. pr. kg udnyttet kvælstof. Fastsættelsen af de reelle priser på gødning til økologer afhænger af det individuelle behov for kvælstof, fosfor og kalium og af hvilke alternative gødninger, der måtte være til rådighed.

2.2. Resultater

I tabel 2 er næringsstofsammensætningen af den afgassede biovæske sammenlignet med ubehandlet svinegylle og traditionel afgasset gylle fra gyllebaserede biogasfællesanlæg.

Tabel 2. Koncentration af tørstof og næringsstoffer i afgasset biovæske sammenlignet med ubehandlet svinegylle og traditionel afgasset gylle fra gyllebaserede biogasfællesanlæg, samt en typisk handelsgødning. I parentes er vist de tidligere estimerede data.

	Afgasset biovæske[1)]	Svinegylle[2)]	Afgasset gylle[3)]	NPK 21-3-10	Enhed
Tørstof	5,5	6,6	5,6	100	Pct.
Total-kvælstof	4,0 (3,5)	5,0	4,6	210	kg pr. ton
NH_4-kvælstof	2,9 (2,7)	3,7	3,4	210	kg pr. ton
Total-fosfor	1,4 (1,3)	1,0	0,9	30	kg pr. ton
Total-kalium	1,4[4)]	2,3	2,4	100	kg pr. ton
NH_4-andel	74 (77)	74	75	100	Pct.
NP-forhold	2,9 (2,7)	5,0	5,2	7,0	-

[1)] Data fra Lars Krogsgaard Nielsen, Biofos

[2)] Normtal for slagtesvinegylle

[3)] Gennemsnit af 47 analyser af gylleprøver i Landsforsøg fra 1997-2015

[4)] Estimeret af Lars Krogsgaard Nielsen, Biofos, og omregnet til indhold i afgasset biovæske

Alene ud fra sammensætningen af tørstof og næringsstoffer minder den afgassede biovæske en del om ubehandlet svinegylle og afgasset gylle. Ammoniums andel af totalkvælstoffet er stort set ens i de tre produkter, og derfor vil potentialet for at udnytte kvælstof (udnyttelsesprocenten) også være stort set ens.
Der er imidlertid nogle afgørende forskelle, idet indholdet af total-kvælstof og kalium er lavere, mens fosforindholdet er højere. Det betyder, at forholdet mellem kvælstof og fosfor (NP-forholdet) er markant lavere i den afgassede biovæske end i de traditionelle gødningstyper. Biovæsken vil derfor i højere grad være et fosforprodukt end øvrige produkter.

Med den kommende nye fosforregulering vil der blive indført et loft på 170 kg totalkvælstof og 30 kg totalfosfor pr. ha for affaldsprodukter. Ved et NP-forhold på ca. 5,7 (170/30) i et gødningsprodukt, kan begge lofter netop opfyldes. Ved et NP-forhold under 5,7 vil det blive fosfor, som begrænser den udbragte mængde, og kvælstofloftet kan ikke udnyttes.

Den potentielle næringsstofværdi er beregnet i tabel 3. I tabellen er kun medregnet NH_4-kvælstof, fosfor og kalium. Derudover kommer en mindre værdi af bl.a. mikronæringsstoffer.

Tabel 3. Potentiel næringsstofværdi af kvælstof, fosfor og kalium i afgasset biovæske sammenlignet med ubehandlet svinegylle og traditionel afgasset gylle fra gyllebaserede biogasfællesanlæg og handelsgødning. Værdien er beregnet ud fra en 100 pct. udnyttelse af NH_4-kvælstof, fosfor og kalium, og en næringsstofpris på henholdsvis 6,80, 10 og 5 kr. pr. kg kvælstof, fosfor og kalium i konventionel handelsgødning. I parentes er vist de tidligere estimerede data.

	Afgasset biovæske	Svinegylle	Afgasset gylle	NPK 21-3-10
	Kr. pr. ton			
NH_4-kvælstof	20 (18)	25	23	1.428
Total-fosfor	14 (13)	10	9	300
Total-kalium	7	12	12	500
I alt	41 (38)	47	44	2.228

Den samlede værdi af afgasset biovæske er lidt lavere end ubehandlet svinegylle og afgasset gylle. Det skyldes, at indholdet af kvælstof og kalium er lavere i den afgassede biovæske, og dette lavere indhold opvejes ikke helt af et højere indhold af fosfor.

I alt produceres årligt ca. 92.000 ton afgasset biovæske. Den samlede potentielle næringsstofværdi af denne mængde er ca. 3,7 mio. kr. årligt (3,5 mio. i del 1 notatet), når referenceværdien er prisen på næringsstoffer i handelsgødning. Hvis der regnes med de estimerede priser på næringsstoffer i økologiske gødninger bliver værdien ca. 10 mio. kr. Dette er dog ikke en realistisk værdi, da den forudsætter, at alle økologer, der modtager gødningen, har brug for og derfor vil betale den høje pris for samtlige næringsstoffer i gødningen.

3. Lovgivning og potentielle regelbegrænsninger

3.1 Nugældende regler for håndtering af digestat fra KOD til konventionelle og økologiske landmænd

Kildesorteret organisk dagrenovation, KOD, er reguleret i Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, Bek. 1650 af 13. december 2006, kaldet Slambekendtgørelsen.

I juli 2014 var Slambekendtgørelsen i høring, hvor der blev fremstillet et ønske om, at bekendtgørelsens populærnavn skal ændres til "Affald til jord-bekendtgørelsen", som vil være mere dækkende. Denne bekendtgørelse skulle erstatte den hidtidige, men den er endnu ikke trådt i kraft.

Pt. forventes det, at der træder en ny Slambekendtgørelse i kraft 1. august 2017, da der sker en opsplitning af bekendtgørelsen, således at næringsstofdelen og anvendelse bliver implementeret i Husdyrgødningsbekendtgørelsen, og den miljømæssige del som angår meddelelsespligt, tungmetaller og miljøfremmede stoffer mv. fremadrettet vil være at finde i Slambekendtgørelsen (pers. medd. Linda Bagge, MST).

Nogle væsentlige punkter i den nuværende Slambekendtgørelse er følgende:

- Grænseværdierne i Slambekendtgørelsens Bilag 2 skal overholdes (se Tabel 1).
- Affald til behandlingsanlæg skal overholde de hygiejnisk begrundede anvendelsesrestriktioner for affald i bilag 3 (se tabel 4 og afsnit 3.1.1).

- Affald fra husholdninger og mindre mængder ensartet organisk affald fra erhverv, som behandles samlet, anses som stammende fra en og samme affaldsproducent. Det er altså den ansvarlige virksomhed, som står for indsamlingsordningen, der anses for at være affaldsproducenten.
- Ved sammenblanding af affald fra flere producenter skal de enkelte affaldstyper inden sammenblanding prøvetages med henblik på analyse af, om grænseværdierne i Slambekendtgørelsens Bilag 2 overholdes, således det ikke bliver muligt at "fortynde" sig ud af for høje værdier. Det er derfor, at der i Slambekendtgørelsens § 6, stk. 2 er krav om, at hver affaldstype skal overholde grænseværdierne inden sammenblanding.

Kildesorteret organisk dagrenovation håndteres under Slambekendtgørelsens Bilag 1, i "Liste over affald med jordbrugsmæssig værdi, som kan anvendes uden forudgående tilladelse efter reglerne i denne bekendtgørelse".

Det kildesorterede husholdningsaffald falder ind under kategorien "Organisk madaffald" (afsnit D) (se tabel 4).

Organisk madaffald omfatter:
- Organisk dagrenovation
- Madaffald fra storkøkkener indsamlet med organisk dagrenovation: Affald fra storkøkkener og butikker vil normalt indeholde en eller flere typer af animalske biprodukter, men kan i lighed med organisk dagrenovation anvendes efter bekendtgørelsens regler (bilag 1, punkt D), hvis madaffaldet indsamles sammen med kildesorteret organisk dagrenovation.
- Madaffald fra butikker, der ikke er omfattet af litra F (*Litra F: Animalske biprodukter, bortset fra organisk dagrenovation og storkøkkenaffald. Skal følge reglerne, der fremgår af EuropaParlamentes og Rådets forordning (EF) Nr. 1774/2002 af 3. oktober 2002 om sundhedsbestemmelser for animalske biprodukter, som ikke er bestemt til konsum*) (se tabel 4).

Definitionen for organisk dagrenovation ifølge "Vejledning til Slambekendtgørelsen, NR. 1, 2010" er følgende: Den organiske fraktion af kildesorteret husholdningsaffald og husholdningslignende affald fra virksomheder, der er tilsluttet en fælles indsamlingsordning med henblik på efterfølgende samlet behandling. I relation til kvalitetskontrol vil organisk dagrenovation ofte være ubehandlet, men det skal være biologisk behandlet, jf. kravene i bekendtgørelsens bilag 3, inden det må anvendes til jordbrugsformål.
Organisk madaffald bestående af madrester, kaffefiltre og lignende fra dagrenovation er omfattet af bekendtgørelsens bilag 1, punkt D. Madaffald fra storkøkkener, butikker, restaurationer mv., der ikke er omfattet af litra F, er ligeledes omfattet af punkt D.

Ved kildesorteringen frasorteres organiske materialer i en fraktion for sig. Afhængig af behandlingsmetoden kan den organiske fraktion af kildesorteret affald helt eller delvis omfatte følgende materialer: Blomsteraffald, ren pottemuld, madrester (uden emballage), sovs, skræller og rester af frugt, grøntsager, nødder og lignende, kaffegrums og -filtre, teblade og -poser, æggeskaller, vådt papir og pap uden tryksværte, servietter, køkkenruller og lignende.

Tabel 4. Hygiejnisk begrundede anvendelsesrestriktioner klippet fra "Slambekendtgørelsens" Bilag 3

Behandling / Affald	Ikke behandlet	Stabiliseret	Kontrolleret kompostering	Kontrolleret hygiejnisering
A) Slam m.v. fra vegetabilsk produktion	+	+	+	+
B) Slam m.v. fra dambrug	Må ikke anvendes på rekreative arealer og privat havebrug	+	+	+
C) Slam fra forarbejdning af animalske råvarer	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	+(3)
D) Organisk madaffald	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	+ (1), (4)	+
E) Spildevandsslam	Må ikke anvendes til jordbrugsformål	Ikke til fortærbare afgrøder eller på rekreative arealer og privat havebrug. Nedbringes inden 6 timer efter tilførsel. (2)	Ikke til fortærbare afgrøder eller på rekreative arealer og privat havebrug (2)	+
F) Animalske biprodukter, bortset fra organisk dagrenovation og storkøkkenaffald	Skal følge reglerne, der fremgår af Europaparlamentets og Rådets forordning (EF) Nr. 1774/2002 af 3. oktober 2002 om sundhedsbestemmelser for animalske biprodukter, som ikke er bestemt til konsum.			

Tekstboksen nedenfor viser udpluk af andre vigtige punkter fra den nuværende "Slambekendtgørelse".

Kapitel 2: Anvendelse af affald, som er optaget på bilag 1

§ 5. Affald, som er optaget på bilag 1, kan uden forudgående tilladelse efter lovens § 19 anvendes til jordbrugsformål i overensstemmelse med bestemmelserne i kapitlerne 3-9 i denne bekendtgørelse, jf. dog stk. 2-3.

Kapitel 3: Generelle krav til affald der skal anvendes til jordbrugsformål

§ 6. Affald, der skal anvendes til jordbrugsformål eller tilføres husdyrgødningsbaserede biogas- eller forarbejdningsanlæg, skal overholde grænseværdierne i bilag 2 og må ikke indeholde væsentlige mængder af andre miljøskadelige stoffer.
Affaldet skal være prøvetaget og analyseret i henhold til §§ 7, 8, 15 eller 16.
Stk. 2. Ved sammenblanding af flere affaldsproducenters affald, herunder spildevandsslam fra forskellige anlæg, samt ved sammenblanding af affald med produkter, skal de enkelte affaldsarter inden sammenblanding prøvetages med henblik på analyse af, om grænseværdierne i bilag 2 overholdes.
Stk. 3. Affald fra husholdninger, der behandles samlet, anses som stammende fra én affaldsproducent. Den ansvarlige myndighed for indsamlingsordningen anses i dette tilfælde for affaldsproducent.

Analyser mv.
§ 7. Affald, der skal anvendes til jordbrugsformål eller tilføres husdyrgødningsbaserede biogas- eller forarbejdningsanlæg, skal være analyseret ved repræsentative prøver.

§ 8. Prøveudtagning, analysehyppighed, -parametre og -metoder skal overholde forskrifterne i bilag 5.
Stk. 2. Kommunalbestyrelsen kan beslutte, at prøveudtagnings- og analysehyppigheden skal øges eller nedsættes. Kommunalbestyrelsen kan endvidere beslutte, at prøverne skal analyseres for flere eller færre parametre.

Kapitel 5: Generelle krav til affaldsproducenten

§ 11. Affaldsproducentens pligter efter §§ 12-14 påhviler den affaldsproducent, der afhænder affaldet til bruger eller husdyrgødningsbaserede biogas- eller forarbejdningsanlæg.

§ 12. Affaldsproducenten skal udarbejde en deklaration…..,..

§ 13. Enhver affaldsproducent, der indgår aftale om leverance af affald, er ansvarlig for, at deklarationen følger affaldet og svarer til dette.
Stk. 2. Levering af affald må kun ske efter skriftlig aftale mellem affaldsproducenten og brugeren eller ledelsen af det husdyrgødningsbaserede biogas- eller forarbejdningsanlæg.
Stk. 3. Den årlige leverance, jf. stk. 2, skal kunne forudses anvendt til gødskningsformål på jordbrugsbedriften i den indeværende og kommende planperiode, jf. §§ 21-25.

Kapitel 6: Krav til anvendelse af slam fra offentlige spildevandsanlæg og biologisk behandlet kildesorteret affald til jordbrugsformål

§ 15. Slam fra offentlige spildevandsanlæg og biologisk behandlet kildesorteret affald fra husholdninger, institutioner og private virksomheder, der skal anvendes til jordbrugsformål, skal være prøvetaget og analyseret i henhold til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeris bekendtgørelse om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål.

Kapitel 8: Brugers anvendelse af affald

§ 23. I perioden fra høst, dog senest 1. september, til 1. februar må der ikke udbringes flydende affald.
Stk. 2. I perioden fra 1. september til 1. marts må der ikke udbringes flydende affald på flerårige afgrøder uden årlig høst.
Stk. 3. Stk. 1 og 2 finder ikke anvendelse for udbringning af flydende affald fra høst til 1. oktober på etablerede, overvintrende fodergræsarealer og på arealer, hvor der den følgende vinter skal være vinterraps. På disse arealer må der med flydende affald maksimalt tilføres 50 kg totalkvælstof pr. ha.
Stk. 4. Stk. 1 og 2 finder endvidere ikke anvendelse for udbringning af flydende affald fra høst til 15. oktober på arealer med frøgræs, for hvilke der er indgået kontrakt med et frøavlsfirma om levering af frø i den kommende sæson. På disse arealer må der med flydende affald maksimalt tilføres 50 kg totalkvælstof pr. ha.

3.1.1. Krav til hygiejnisering

KOD biomassen skal gennemgå en kontrolleret hygiejnisering efter Slambekendtgørelsens regler, som defineres således: Behandling i reaktor, som sikrer en temperatur på minimum 70 grader C i minimum 1 time eller tilsvarende hygiejnisering. Behandlingen skal dokumenteres i form af registreret tid og temperatur.

Hygiejniseret affald skal ved levering opfylde følgende hygiejniske kvalitetskrav:

- Salmonella må ikke påvises.
- Indholdet af E.coli skal være mindre end 100 CFU/g våd vægt (CFU: Colony forming unit).
- Indholdet af enterokokker skal efter hygiejniseringsprocessen være mindre end 100 CFU/g våd vægt.

Prøveudtagning og analyse skal ske efter metoder, der er anvist af Miljøstyrelsen.

3.1.2. Forhøjet indhold af miljøfremmede stoffer

Der gælder særlige regler for kildesorteret organisk affald med forhøjet indhold af miljøfremmede stoffer. Biologisk behandlet, kildesorteret organisk dagrenovation, der overskrider grænseværdierne for et eller flere miljøfremmede organiske stoffer, kan viderebehandles i miljøgodkendte komposteringsanlæg med henblik på (biologisk) omsætning af disse stoffer.
Komposteringsanlægget skal til enhver tid over for tilsynsmyndigheden kunne dokumentere, at der sker omsætning (og ikke kun fortynding) af de miljøfremmede stoffer. Kravet indebærer, at anlægget skal kunne opstille en massebalance, der dokumenterer dette forhold. Dokumentationen kan opnås enten ved at måle de indkommende stoffers koncentrationer eller ved at aftale en alternativ metode med tilsynsmyndigheden.

3.2 Med hensyn til indholdsstoffer præciseres, hvorvidt der er eller forventes specifikke krav/grænseværdier for indhold af medicinrester og hormoner (som fx kunne stamme fra madrester fra konventionelt opdrættet kødkvæg eller fra pesticidrester på frugt og grøntsager).

Der er ikke angivet nogle grænseværdier for medicinrester, hormoner og pesticidrester i lovgivningen pt. Og der er ikke noget der tyder på, at det kommer i den nærmeste fremtid, da det ikke er indbefattet i Slamdirektivet (pers. medd. Linda Bagge, MST).

Der er i øjeblikket en proces i gang med fokus på fysiske urenheder i pulpen fra KOD. Som en del af tilpasningen af Affald til jord bekendtgørelsen skal der indarbejdes grænseværdier for fysiske urenheder. Endelig version forventes først klar med udgangen af 2017 (pers. medd. Linda Bagge, MST). Hvorvidt de, skal angives som en vægtprocent eller en arealandel eller begge er endnu ikke besluttet. Og det er grænseværdierne heller ikke. Der skeles til reglerne i Sverige, Tyskland og England. Tre forskellige analyselaboratorier med forskellige analysemetoder deltager og analyserne foretages på pulp produceret på forskellige anlæg. Resultaterne er ikke frigivet endnu, men det tyder ifølge Linda Bagge på en vis variation både mellem analysemetoder og mellem pulpningsteknologier.

I de eksisterende økologiregler indgår ikke grænseværdier for fysiske urenheder, men det forventes, at grænseværdierne vil blive diskuterer i Danmark (se afsnit 1).

3.3 Ligeledes om der gælder krav/grænseværdier for GMO-holdige enzymer eller polymerer produceret af acrylnitril.

Der er ikke angivet grænseværdier for GMO-holdige enzymer eller polymerer produceret af acrylnitril i forhold til anvendelse af KOD på konventionelt dyrket landbrugsjord, da det ikke bliver reguleret (pers. medd. Linda Bagge,

MST). Derimod må der i økologisk landbrug ikke anvendes gødningsprodukter, hvor der indgår acrylnitril, GMO-holdige enzymer eller enzymer, som er fremstillet ved hjælp af GMO f.eks. af genetisk modificerede mikroorganismer, hverken direkte eller i produktionsprocessen.

3.4 At få undersøgt/afklaret hvornår i proces biopulp skal kontrolleres (før – biogas fællesanlæg - eller efter bioforgasning + hygiejnisering - slamforgasningsanlæg) og efter hvilken metode og bekendtgørelse (biproduktforordning, slambekendtgørelse, økoforordning).

Efter Slambekendtgørelsen skal KOD fra husholdninger, som behandles samlet på et komposteringsanlæg eller lignende, regnes som kommende fra én affaldsproducent. Kvaliteten skal kontrolleres, inden der tilsættes andre affaldstyper eller produkter i forbindelse med den biologiske behandling.

Vi tolker reglerne sådan, at der skal måles på inputtet, når der er tale om KOD som ikke blandes med andre materialer. Vores begrundelse for dette findes i nedenstående udpluk fra henholdsvis "Bekendtgørelse om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål (BEK nr. 56 af 24/01/2000)" og "Anvendelse af affald til jordbrugsformål, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2010"

I "Bekendtgørelse om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål" står:

Produkter, der ikke blandes før viderebehandling:
§ 5. Et produkt, der ikke skal blandes, før det viderebehandles i et biogasanlæg, slammineraliseringsanlæg, komposteringsanlæg m.v., skal prøvetages med henblik på analyse for indhold af metaller inden behandlingen, og analyseresultatet skal sendes til Plantedirektoratet, så snart det foreligger.
Stk. 2. Viser resultatet, at en eller flere grænseværdier er overskredet, må produktet ikke viderebehandles, og viderebehandling må først genoptages, når undersøgelser af efterfølgende produktioner viser acceptable værdier.
§ 6. For et viderebehandlet produkt skal resultatet af analysen for indhold af miljøfremmede stoffer i det endelige produkt være direktoratet i hænde senest en uge før første levering.
Stk. 2. Viser analyseresultatet, at en eller flere afskæringsværdier er overskredet, må produktet ikke leveres til jordbrugsformål. Viser et undersøgt produkt acceptable værdier på et senere tidspunkt, må det igen leveres til jordbrugsformål.

I "Anvendelse af affald til jordbrugsformål" (2A, side 38) står:

"Affaldsproducenten kan også vælge at afhænde affaldet til et forarbejdningsanlæg, f.eks. et biogasanlæg eller komposteringsanlæg, der efterfølgende afhænder affaldet til en bruger, f.eks. en golfbane. Affaldsproducenten skal i denne situation analysere affaldet inden levering til forarbejdningsanlægget efter bekendtgørelsens regler. Forarbejdningsanlægget overtager hermed ansvaret som affaldsproducent for affaldet og skal indgå en skriftlig aftale med bruger, udarbejde en deklaration, inklusiv analyseresultater, og et kort, hvorpå det konkrete udspredningsareal er angivet. Kopi af deklarationen sendes af forarbejdningsanlægget til anlæggets egen kommune senest 8 dage før levering til bruger. Kopi af aftale, deklaration samt kort sendes til brugers kommune senest 8 dage før første levering."

Et åbent spørgsmål her kan dog være, hvorvidt der skelnes mellem affaldsproducent og forarbejdningsanlæg.

Vær opmærksom på, at der skal udarbejdes en deklaration af det færdige produkt. Det kan der findes mere information om i vejledningen.

Et grundlæggende princip i Slambekendtgørelsen er som tidligere nævnt, at det ikke er tilladt at fortynde sig ud af problemer med overholdelse af grænseværdierne for affaldets indhold af miljøfremmede stoffer eller tungmetaller. Det er på den baggrund, at der i Slambekendtgørelsen er stillet krav om, at hver enkelt affaldstype skal overholde grænseværdierne for tungmetaller og miljøfremmede stoffer inden en eventuel sammenblanding.

For biologisk behandlet KOD skal der udtages mindst én prøve for tungmetaller og miljøfremmede stoffer per påbegyndt 2000 m^3, dog mindst én prøve pr. år (se tabel 5).

Ved løbende tilførsel af affald til et behandlingsanlæg, f.eks. et biogas- eller forarbejdningsanlæg, accepteres det, at affaldet løbende prøvetages med henblik på analyse, og derefter tilføres biogas- eller forarbejdningsanlægget. Når analysen efterfølgende foreligger fra laboratoriet, skal tilførsel straks standses, hvis der konstateres overskridelser af grænseværdierne.

Tabel 5. Prøvetagningsmetode for organisk dagrenovation (Kilde: Klippet fra Vejledning til Slambekendtgørelsen)

	Tungmetaller	Miljøfremmede stoffer
Levering direkte til bruger	Partikontrol	Partikontrol
Ublandet organisk dagrenovation til viderebehandling, f.eks. bioforgasning, kompostering, kalk	Løbende kontrol ved levering til anlægget	Partikontrol af færdig behandlet slam inden levering til bruger
Organisk dagrenovation, der blandes med andre affaldsprodukter og viderebehandles	Partikontrol før sammenblanding	Partikontrol før sammenblanding

3.5 Hvis muligt: At få afklaret om det er i orden efter økoforordningen at anvende renset spildevand som procesvand.

Renset spildevand er ikke angivet som ikke-økologisk gødning i bilag 1 i Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion. Med baggrund i oplysninger om målte koncentrationer af tungmetaller i renset spildevand fra Spildevandscenter Avedøre og en omregning til koncentrationer pr. kg tørstof blev spørgsmålet med de listede data i tabel 6 sendt til Landbrugs- og Fiskeristyrelsen.

Under den forudsætning, at der gennemføres en varmehandling af det rensede spildevand forud for tilsætning til biopulpen for at eliminere risikoen for evt. kontaminering med bakterier og mikroorganismer fra det rensede vand, var svaret følgende (Peder Wood-Pedersen, Landbrugs- og Fiskeristyrelsen):
Angående din forespørgsel om renset spildevand kan anvendes til fortynding af en pulp af kildesorteret husholdningsaffald forud for bioforgasning.
Jeg har set det tilsendte skema med analyseresultater for tungmetalindhold i renset spildevand fra Avedøre igennem og sammenholdt analyseresultaterne med grænseværdierne for maksimal koncentration af tungmetaller i komposteret eller forgæret husholdningsaffald, angivet i vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, bilag 1., listen over ikke-økologiske gødningsstoffer og jordforbedringsmidler, der kan bruges i økologisk jordbrugsproduktion.
Samtlige tal for tungmetaller i det rensede vand er under de maksimale grænser for tungmetaller i komposteret eller forgæret husholdningsaffald og det rensede vand vil derfor kunne anvendes til fortynding af en pulp af kildesorteret husholdningsaffald forud for bioforgasningen uden, at grænseværdierne for tungmetaller overskrides.

Vi antager at den varmebehandling, der forudsættes, er opvarmning til 70 g i 1 time. Men det bør undersøges nærmere.

Tabel 6. Analyse af tungmetalindhold i renset spildevand fra Spildevandscenter Avedøre målt over tre perioder i 2016 (kilde: Charlotte Boesen, BIOFOS).

	Detektions-grænse	2016 målinger	Omregnet	Grænser for tungmetaller i digestat til økologisk landbrug
	µg	µg	mg/kg tørstof	mg/kg tørstof
Arsen (As)	0,8	0,86	0,76	-
Bly (Pb)	0,5	0,5	0,44	45
Cadmium (Cd)	0,05	0,06	0,05	0,7
Chrom (Cr)	0,5	0,57	0,50	70
Kobber (Cu)	1	1	0,88	70
Kviksølv (Hg)	0,05	0,06	0,05	0,4
Molybdæn (Mo)	1	2,6	2,29	-
Nikkel (Ni)	1	5,03	4,44	25
Selen (Se)	1	1,1	0,97	-
Sølv (Ag)	1	1,8	1,59	-
Zink (Zn)	5	30	26,48	200
Tørstof mg/l	20	1133	-	

3.6 Status for Mejeriforeningens holdning til KOD

Hidtil er mejeribranchens politik tolket således, at markerne på malkekvægsbedrifterne, både økologiske og konventionelle, ikke måtte modtage afgasset biomasse, der helt eller delvist var baseret på KOD. Nu er der ifølge Bruno Sander, Brancheforeningen for Biogas (pers. medd.) åbnet helt op for brug af KOD, som vurderes ukritisk, når følgende forhold er opfyldt:

1. Anlæggene sikrer sporbarhed via egenkontrol
2. Biomassen analyseres for tungmetaller og miljøfremmede stoffer
3. Pulpen analyseres for fysiske urenheder (eksempelvis plastik) via egenkontrol og eksterne analyser.

I øjeblikket er grænseværdierne for de fysiske urenheder ved at blive fastsat af Miljøstyrelsen (se også ovenfor).

4. Afvanding af digestat. At få vurderet relevans af afvanding af digestat til hhv. konventionel og økologisk brug, samt effekt på indhold af gødningsstoffer ved enten at afvande eller ikke at afvande digestatet.

Det blev undervejs i processen med dette notat besluttet at udelade muligheden for afvanding af den afgassede biovæske. I dette afsnit følger en kort redegørelse for fordele og ulemper ved afvandingen.

Den afgassede biovæske har et tørstofindhold på ca. 5,5 pct. Det betyder, at hver gang der skal transporteres 1 ton tørstof i biovæske, skal der samtidig transporteres 18 ton vand. Langt hovedparten af transportomkostningerne går således til at transportere vand. Transportomkostningerne kan derfor reduceres betydeligt ved at foretage en afvanding af produktet, så næringsstofferne opkoncentreres i en fast fraktion sammen med tørstoffet og vandet opsamles i en væskefraktion. Det koncentrerede produkt kan transporteres til landbrugsjord over længere afstande til en konkurrencedygtig lav omkostning, mens væskefraktionen kan afdisponeres uden transport i nærområdet - f.eks. til rensningsanlæg.

En mulig måde at foretage afvandingen er ved separering i en dekantercentrifuge, som adskiller biovæsken i en fast fiberfraktion og en flydende væskefraktion.

- Fiberfraktionen udgør 10-20 pct. af volumen og har typiske et tørstofindhold på ca. 25 pct., og den indeholder hovedparten af biovæskens tørstof, fosfor og organisk bundet kvælstof.
- Væskefraktionen udgør 80-90 pct. af volumen og har typiske et tørstofindhold på 1-2 pct. og indeholder hovedparten af biovæskens ammoniumkvælstof og kalium.

For at opnå en tilstrækkelig effektiv separering kan det blive nødvendigt at tilsætte en organisk polymer, som samler mindre tørstofpartikler til større partikler, som kan separeres fra i dekantercentrifugen. Ved anvendelse af polymer afskæres brugen af gødningen imidlertid på økologiske bedrifter, da polymerholdige produkter ikke må anvendes i økologien. Økologer må imidlertid gerne anvende gylleseparering, blot kun ved hjælp af fysiske metoder. Derfor kan det være relevant at medtage denne mulighed også. Man kunne måske forestille sig en kombination af ikke-separeret digestat til nærområder og en separeret fraktion til lokaliteter beliggende længere væk.

Afvanding er forbundet med både fordele og ulemper, hvoraf en række af de vigtigste er vist i tabel 7.

Tabel 7. Fordele og ulemper ved afvanding af afgasset biovæske.

Fordele	Ulemper
• Høj næringsstofværdi pr. ton fiberfraktion, fordi koncentrationen (af især fosfor) er høj • Reducerede transportomkostninger • Mulighed for oplagring (i kortere tid) i markstak • Reducerede udbringningsomkostninger	• Næringsstoffer i væskefraktion går tabt (især kvælstof og kalium) • Ved tilsætning af polymer afskæres økologer fra at modtage fiberfraktionen • Omkostninger til afvanding og til afdisponering af væskefraktion. • Lav potentiel udnyttelse af kvælstof i fiberfraktion, fordi en stor andel er organisk bundet

5. Forhold omkring transport, lagring og udbringning herunder betydning af vandindhold

Biovæsken har en fysisk og kemisk sammensætning, som er sammenlignelig med ubehandlet gylle og afgasset gylle. Derfor kan det med rimelighed antages, at omkostningerne til transport, lagring og udbringning af biovæske kan beregnes efter de samme principper som flydende husdyrgødning. Det antages derfor, at biovæsken skal transporteres i lukkede tankbiler, lagres i traditionelle gyllebeholdere af beton og udbringes på marken med traktor og gyllevogn med slæbeslanger eller nedfældning. Der forventes ikke problemer med tæring af betontanke, når der opbevares afgasset KOD.

Det antages, at der i alt skal transporteres og udbringes godt 92.000 ton årligt. Lagerkapaciteten skal derimod være væsentlig lavere end 92.000 ton, da en del kan udbringes direkte fra anlægget, og det antages, at der kan udbringes biovæske både efterår og forår.

5.1. Transportomkostninger

Det antages, at den afgassede biovæske skal transporteres fra Biofos' anlæg i Avedøre til landbrugere på det østlige Sjælland.

5.1.1. Metode

Transportomkostningen afhænger af flere forhold. Elementerne og deres rolle i beregningsmodellen er gennemgået i det følgende afsnit.

5.1.1.1. Udbringningsareal

Størrelsen af det "ledige" udbringningsareal. Det vil sige mulige udbringningsarealer som ikke allerede er beslaglagt af husdyrgødning. Det ledige areal er beregnet ud fra en opgørelse af antal husdyr (antal dyreenheder) og det mulige udbringningsareal.

- Antallet af husdyr er opgjort ud fra landmændenes indberetning til Gødnings- og Husdyrindberetningen og CHR- registret i 2015.

- Udbringningsarealet er opgjort ud fra arealer, hvor der i 2015 er søgt om EU-grundbetalingsstøtte. Visse ekstensive arealer er fratrukket, da det er vurderet, at der ikke kan eller må udbringes husdyrgødning eller affaldsprodukter.

Det er antaget, at der maksimalt kan udbringes husdyrgødning fra 1,7 dyreenheder pr. ha i kvæg, mens der maksimalt kan udbringes husdyrgødning fra 1,4 dyreenheder pr. ha af øvrige dyregrupper på både økologiske og konventionelle bedrifter. Opgørelsen er lavet særskilt for henholdsvis økologiske og konventionelle husdyr og arealer. Alle husdyrhold og arealer er georelaterede, så afstanden fra Biofos' anlæg i Avedøre er beregnet. Ud fra centret er der beregnet isodistante grænser, hvor køreafstanden (og ikke fugleflugtslinje) fra anlægget er henholdsvis 10, 15, 20…60 og 65 km. Mellem hver grænse er overskudsarealet af økologiske og konventionelle arealer beregnet (se figur 1).

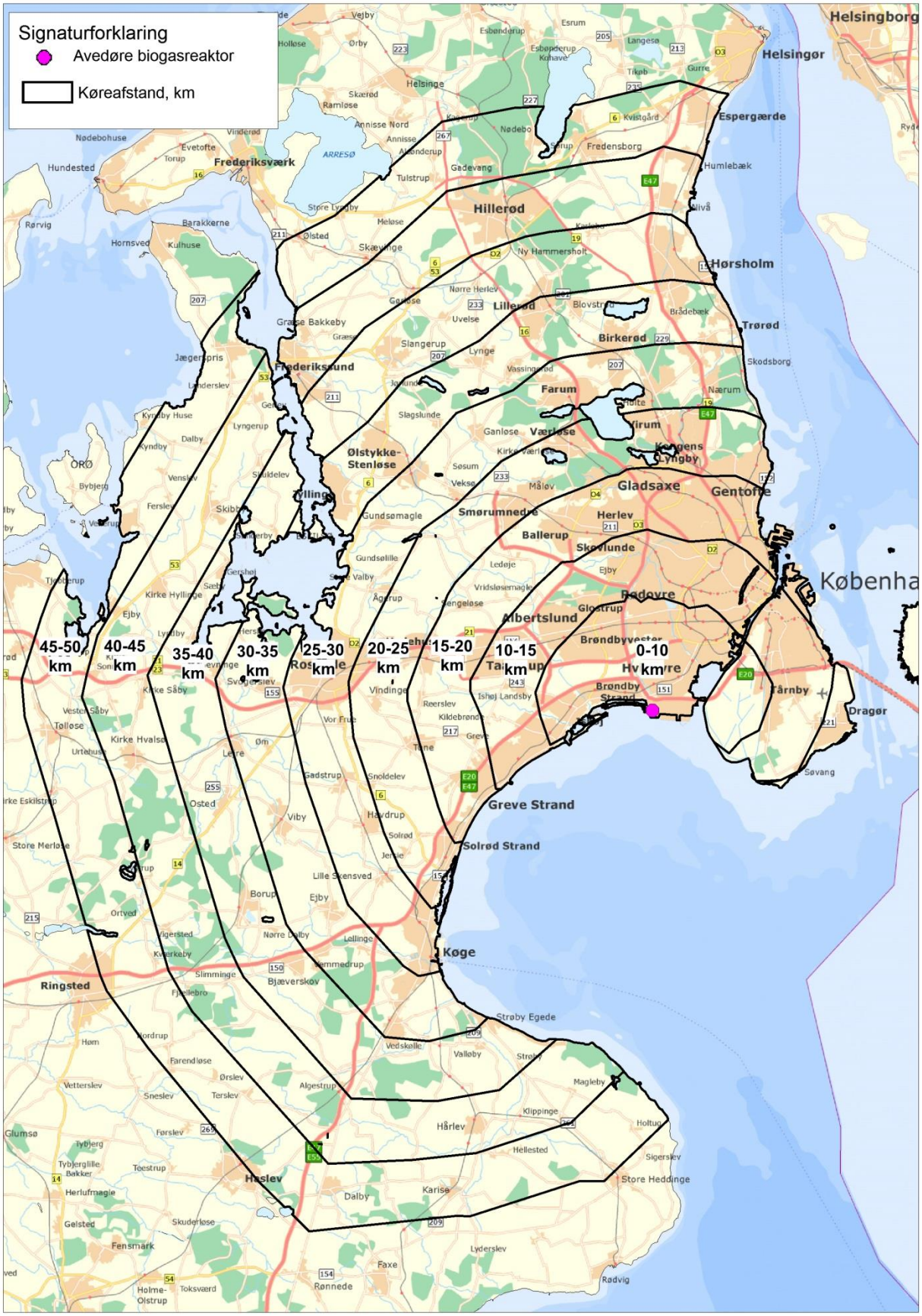
5.1.1.2. Tilslutningsgrad

Det kan ikke antages, at alle ejerne af de ledige udbringningsarealer ønsker at anvende afgasset biovæske på deres arealer. Tilslutningen af ejerne afhænger af mange forhold, som f.eks. anvendelse af andre affaldsprodukter, mulighed for indpasning i sædskiftet, mulighed for opbevaring af biovæsken, adgang til udbringningsudstyr, prisen på biovæsken, holdning til tungt udbringningsudstyr og holdning til anvendelse af organisk affald på arealerne. Der kan derfor ikke umiddelbart foretages en objektiv vurdering af tilslutningsgraden, uden der foretages f.eks. en markedsundersøgelse blandt et udvalg af potentielle modtagere af biovæske. En sådan undersøgelse ligger udenfor målet med dette notat. I stedet er omkostningerne beregnet ved forskellige tilslutningsgrader fra 2 til 80 pct.

5.1.1.3. Mængde pr. ha

Den maksimalt udbragte mængde pr. ha er beregnet på følgende måde (de beregnede værdier fra del 1notatet er vist i parentes):

- Økologiske arealer (kvælstof er begrænsende): Muligheden for at bruge ikke-økologisk gødning er betinget af, at der ikke er økologisk gødning nok til rådighed. Som en dansk fortolkning kan man uden dokumentation bruge op til 50 kg udnyttet kvælstof i gennemsnit pr. ha harmoniareal på bedriften. Kan man dokumentere et øget behov for gødning på bedriften, og i øvrigt lever op til en række dyrkningsregler, må der bruges mere gødning end 50 kg udnyttet N pr. ha. Den afgassede biovæske indeholder 2,9 (2,7) kg NH_4-N pr. ton. Maksimal udbragt mængde pr. ha = 50 kg NH_4-N pr. ha/2,9 kg NH_4-N pr. ton = 17 (19) ton pr. ha.
- Konventionelle arealer (fosfor er begrænsende): Det antages, at der maksimalt kan udbringes 30 kg total-P pr. ha i afgasset biovæske. Biovæsken indeholder 1,4 (1,3) kg total-P pr. ton. Maksimal udbragt mængde pr. ha = 30 kg total-P pr. ha/1,4 kg total-P pr. ton = 22 (23) ton pr. ha.

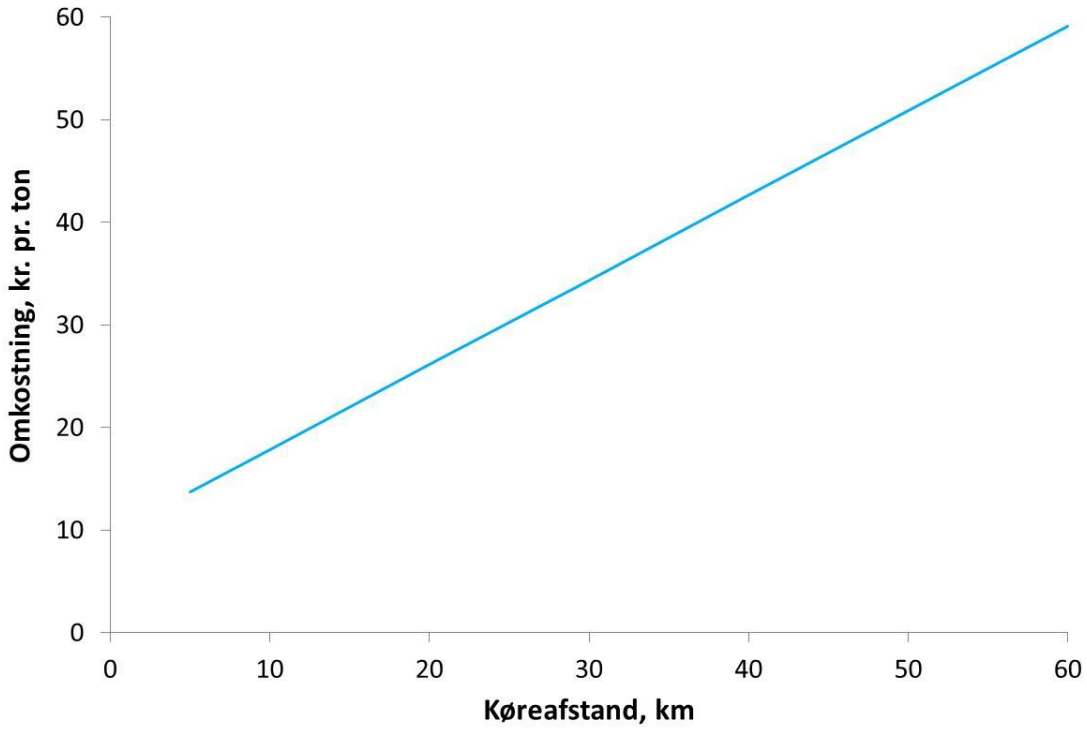


Figur 1. Kort over Østsjælland med angivelse af de isodistante grænser med indbyrdes afstand på 5 km.

5.1.1.4. Transportafstand

Afhængig af tilslutningsgraden er det beregnet, hvor langt der maksimalt skal køres fra anlægget, før den nødvendige mængde kan udbringes på ledige udbringningsarealer.

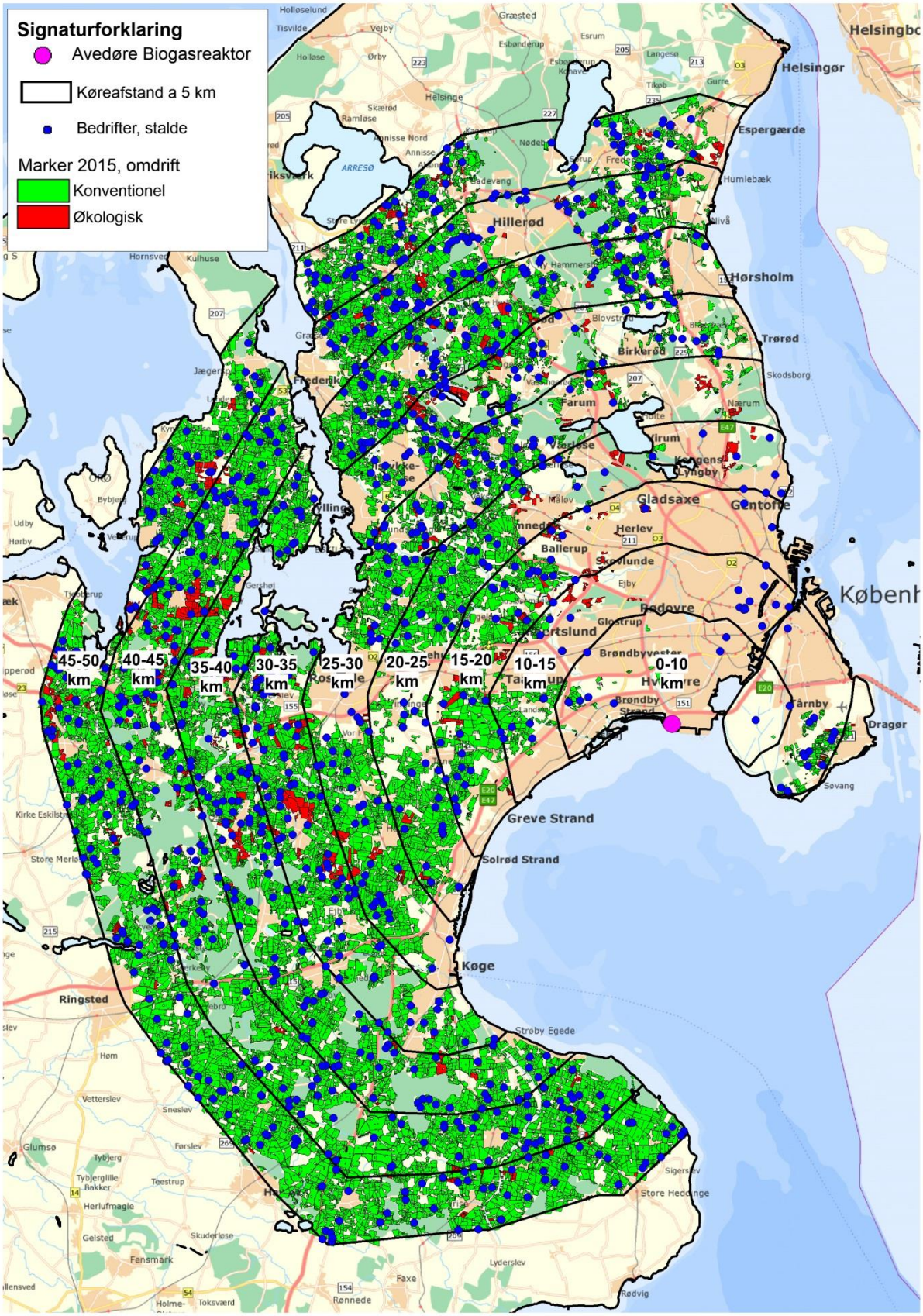
Teknologisk Institut, AgroTech har udarbejdet en beregningsmodel, som beregner transportomkostninger i forbindelse med transport af flydende husdyrgødning på biogasfællesanlæg (se figur 2). For hvert af arealbåndene mellem de isodistante grænser er beregnet en middelkøreafstand, som f.eks. er 17,5 km i båndet mellem 15 og 20 km. Den gennemsnitlige transportomkostning for biomasse, som skal transporteres til det pågældende arealbånd er beregnet ud fra modellen fra AgroTech.



Figur 2. Transportomkostning for flydende husdyrgødning som funktion af transportafstand. Kilde: Kurt Hjort-Gregersen, Teknologisk Institut, AgroTech (2015).

5.1.2. Resultater

Husdyrbrugenes og udbringningsarealernes placering er vist på kortet i figur 3. I og omkring Storkøbenhavn er der kun relativt få husdyr og et relativt lille areal, som kan anvendes til udbringning af husdyrgødning.



Figur 3. Husdyrbrugenes og udbringningsarealernes placering på Østsjælland. Blå prik er husdyrbrug, grønt areal er konventionelle udbringningsarealer og røde arealer er økologiske udbringningsarealer i 2015.

I tabel 8 er vist de beregnede potentielt ledige arealer til udbringning af biovæske. I hovedstadsområdet er der kun relativt få ledige arealer. Det må antages, at en betydelig andel af disse arealer er mindre hobby- og fritidslandbrug. Længere ude på Sjælland falder den økologiske andel. En del af det ledige areal kan dog allerede i dag være beslaglagt af andre affaldsprodukter (f.eks. kommunalt spildevandslam eller afgasset biomasse fra biogasanlægget i Solrød), men ud fra det til rådighed værende datamateriale kan størrelsesordenen ikke kvantificeres. Det må dog formodes, at et betydeligt areal sydvest for København er beslaglagt af afgasset biomasse fra Solrød Biogas, som dog kun må levere til konventionelle landmænd, fordi der anvendes affaldsprodukter, som ikke må anvendes til økologisk brug.
Husdyrtætheden på Østsjælland er relativ lav, og husdyrenes gødning beslaglægger blot 10-20 pct. af udbringningsarealet. Derfor er 80-90 pct. af arealet potentielt ledigt til udbringning af f.eks. organiske affaldsprodukter som afgasset biovæske.

Tabel 8. Beregning af ledigt areal, som potentielt kan anvendes til udbringning af biovæske.

Transport-afstand fra anlæg i Avedøre	Antal ha i alt		Antal dyreenheder		Areal beslaglagt af husdyr, ha		Ledigt areal, ha		Ledigt areal, %	
	Konv.	Øko.	Konv.	Øko.	Konv.	Øko.	Konv.	Øko.	Konv.	Øko.
0-10 km	244	4	127	40	80	28	164	0	67	0
10-15 km	1.595	183	222	60	151	43	1.444	140	91	76
15-20 km	4.244	474	225	117	151	84	4.092	391	96	82
20-25 km	6.753	358	1.030	269	694	192	6.059	166	90	46
25-30 km	9.661	654	2.019	150	1.356	107	8.306	547	86	84
30-35 km	10.801	1.072	2.722	110	1.868	79	8.933	993	83	93
35-40 km	19.715	1.113	4.911	447	3.364	320	16.351	793	83	71
40-45 km	25.173	1.263	7.655	868	5.139	620	20.034	642	80	51
45-50 km	29.188	1.279	8.438	621	5.761	444	23.427	835	80	65
50-55 km	29.035	858	7.703	203	5.248	145	23.786	713	82	83
55-60 km	29.470	1.772	13.105	1.090	8.693	778	20.777	994	71	56

I tabel 9 er beregnet den potentielt udbragte mængde afgasset biovæske på økologiske og konventionelle arealer og samlet transportomkostning afhængig af afstand fra anlæg og tilslutningsgrad. Der sker fortsat en nettoomlægning af landbrugsbedrifter fra konventionel til økologisk drift. Det betyder, at der vil foregå en gradvis overflytning af den potentielt afsatte mængde fra konventionelle til økologiske arealer. Omfanget af omlægningen forventes at blive øget i takt med, at der stilles større mængder gødning til rådighed for økologisk drift.

Det fremgår, at jo lavere tilslutningsgrad, jo længere skal man væk fra anlægget, før den samlede mængde afgasset biovæske kan fordeles, men selv ved en tilslutningsgrad på 5 pct., en "worst case" betragtning, kan al biovæsken (godt 92.000 ton) fordeles inden for en maksimal køreafstand på 50 km fra anlægget, og transportomkostningen er beregnet til 3,6 mio. kr., svarende til 40 kr. i gennemsnit pr. ton afgasset biovæske produceret. Ved en tilslutningsgrad på blot 2 pct. skal biovæsken fordeles inden for 80 km, og transportomkostningerne stiger til 4,7 mio. kr. (53 kr. pr. ton afgasset biovæske).

Tilslutningsgraden vil sandsynligvis være højere for økologer end for konventionelle landmænd, igen på grund af et betydeligt mindre udbud af gødninger der er tilladt til økologisk brug. Et hurtigt gæt vil være en tilslutningsgrad på 40-50 pct. for økologer og 10-20 pct. for konventionelle landmænd. Men igen helt afhængig af den økonomi der er koblet på. Derudover forventes det, at flere konventionelle landmænd lægger om til økologi, når der kan skaffes gødning.

5.2. Lagringsomkostninger

Hovedparten af væsken skal udbringes om foråret, men det vil være muligt at udbringe mindre mængder til vinterraps og græs om efteråret. Derfor skal en stor andel af væsken kunne opbevares i 8-10 måneder. Af hensyn til den løbende produktion og logistikken omkring transport, kan det være en fordel at opbygge decentrale lagerfaciliteter hos slutbrugerne, som så løbende kan fyldes over året. Slutbrugeren kan så tømme dem, når udbringningstidspunkterne er optimale.

Ifølge Håndbog til Driftsplanlægning koster en betontank til opbevaring af gylle 125-160 kr. pr. m^3 lagerplads. Ønskes beholderen dækket af teltdug (for at reducere emission af ammoniak og lugt) stiger prisen 70-80 pct. En beholder på 4.000 m^3 koster derfor ca. 600.000 kr. i investering uden teltoverdækning og ca. 1 mio. kr. med teltoverdækning. Ved en rente på 4,5 pct. og en afskrivningsperiode på 15 år koster det ca. 16 kr. pr. ton opbevaret væske ved en opbevaringskapacitet på 9 måneder incl. teltoverdækning.

Det antages, at der er behov for en opbevaringskapacitet svarende til ca. halvdelen af den totale årsproduktion af afgasset biovæske. Antagelsen begrundes i, at biovæsken kan udbringes både forår og efterår, og at en del kan udbringes direkte fra værket i udbringningskampagnerne uden forudgående oplagring. Derfor skal der findes egnet opbevaringskapacitet til ca. 46.000 ton afgasset biovæske. Hvis det antages, at hver opbevaringstank er på 4.000 m^3, skal der findes 11-12 egnede opbevaringstanke, som kan godkendes til opbevaring af affald, indenfor en radius af ca. 50 km fra Avedøre.

En rundspørge foretaget af rådgivningsvirksomheden Gefion (nu VKST) til forskellige kommuner i Københavns omegn viser, at der næppe kan findes tilstrækkelig mange eksisterende opbevaringstanke, der er egnede, og der vil derfor være behov for at opføre nye tanke. Det vil være hensigtsmæssigt at opføre disse tanke så tæt på udbringningsarealerne som muligt, således at væsken løbende kan transporteres ud i tankene i løbet af året, hvorved transportmateriellet kan udnyttes bedst muligt.

Ved fuld betaling for oplagring af 46.000 ton årligt á 16 kr. pr. ton, vil den årlige omkostning til oplagring være 7-800.000 kr. svarende til 8 kr. pr. ton produceret afgasset biovæske.

5.3. Udbringningsomkostninger

Det antages, at den afgassede biovæske kan overfladeudbringes med slæbeslanger til f.eks. vintersæd. Ifølge Håndbog til Driftsplanlægning koster en sådan udbringning ca. 17 kr. pr. ton incl. en normal transportafstand mellem opbevaringstank og mark. Skal produktet nedfældes, stiger omkostningen 2-3 kr. pr. ton. Hvis det antages, at den afgassede biovæske oplagres i 11-12 decentrale tanke fordelt over hele udbringningsområde, vil den gennemsnitlige transportafstand mellem opbevaringstank og mark formentlig være større end normalt, og udbringningsomkostningen vil derfor være i størrelsesordenen 20-25 kr. pr. ton. Hvis man antager en gennemsnitsomkostning på 25 kr. pr. ton afgasset biovæske, bliver den samlede udbringningsomkostning på 2,3 mio. kr.

Tabel 9. Beregning af mulig udbragt mængde afgasset biovæske på økologiske og konventionelle arealer og samlet transportomkostning afhængig af afstand fra anlæg og tilslutningsgrad. Hele denne tabel er opdateret, selvom ændringerne ikke er vist.

Transport-afstand fra anlæg i Avedøre	Tilslutningsgrad																				
	80 pct.			60 pct.			40 pct.			20 pct.			10 pct.			5 pct.			2 pct.		
	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk. mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.	Ton biovæske		Transport-omk., mio. kr.
	Konv.	Øko.		Konv.	Øko.		Konv.	Øko.		Konv.	Øko.		Konv.	Øko.		Konv.	Øko.		Konv.	Øko.	
0-10 km	2.873	0	0,0	2.155	0	0,0	1.436	0	0,0	718	0	0,0	359	0	0,0	180	0	0,0	72	0	0,0
10-15 km	25.304	1.910	0,5	18.978	1.432	0,4	12.652	955	0,3	6.326	477	0,1	3.163	239	0,1	1.582	119	0,0	633	48	0,0
15-20 km	60.192	1.862	1,5	53.768	4.000	1,4	35.845	2.667	0,9	17.923	1.333	0,5	8.961	667	0,2	4.481	333	0,1	1.792	133	0,0
20-25 km				11.454	354	0,3	37.428	1.158	1,1	26.535	567	0,8	13.267	284	0,4	6.634	142	0,2	2.653	57	0,1
25-30 km										37.113	1.148	1,2	18.188	933	0,6	9.094	467	0,3	3.638	187	0,1
30-35 km													19.562	1.695	0,8	9.781	848	0,4	3.912	339	0,2
35-40 km													24.078	745	1,0	17.902	677	0,8	7.161	271	0,3
40-45 km																21.935	548	1,0	8.774	219	0,4
45-50 km																16.898	523	0,9	10.260	285	0,5
50-55 km																			10.417	243	0,6
55-60 km																			9.100	339	0,5
60-65 km																			8.530	319	0,5
65-70 km																			7.435	296	0,5
70-75 km																			9.370	324	0,7
75-80 km																			5.174	160	0,4
I alt	92.141		2,1	92.141		2,2	92.141		2,3	92.141		2,6	92.141		3,1	92.141		3,6	92.141		4,8
Kr. pr. ton	23			23			25			28			33			40			53		

6. Beregning af næringsstofværdi i konventionel og økologisk drift

6.1. Der regnes på (såvel separeret og) ikke separeret digestat (opgaven justeret senere).

I tabel 3 er angivet den potentielle næringsstofværdi i kr. pr. ton med udgangspunkt i priser på konventionel handelsgødning, som er sat til 6,8 kr. pr. kg kvælstof, 10 kr. pr. ha fosfor og 5 kr. pr. kg kalium.
Det er vanskeligt at prissætte gødning til økologer, da der ikke findes priser på rene gødninger. I afsnit 2.1 er der imidlertid gjort et forsøg, som munder ud i en potentiel pris på 30 kr. pr. kg kvælstof og 9.3 kr. pr. kg kalium. Prisen på fosfor var antaget den samme som i konventionel handelsgødning, da den ikke kunne isoleres. Grunden til, at kalium f.eks. er dyrere i økologisk dyrkning end i konventionel er, at økologer ikke må gøde med den billige kaliumklorid-gødning, men i stedet skal anvende f.eks. kaliumsulfat.

Uanset om man er økolog eller konventionel landmand afhænger den reelle pris, som man er villig til at betale for bioforgasset KOD, helt af det individuelle behov for kvælstof, fosfor og kalium, og af hvilke alternative gødninger, der måtte være til rådighed på den enkelte bedrift.

Prisen på næringsstofferne er et spørgsmål om udbud og efterspørgsel. Snakker vi f.eks. spildevandsslam, så modtager de konventionelle landmænd (forbudt for økologer) denne gødning helt uden omkostninger for landmanden, og muligvis endda med et yderligere tilskud. Økologer vil sandsynligvis være indstillet på at betale mere for gødningen end konventionelle landmænd, som har et betydeligt større udbud at vælge imellem. Derfor er det ikke usandsynligt, at økologerne vil acceptere selv at betale for udbringningen på deres marker på de 20-25 kr. pr. ha.

6.2. Det er ikke muligt indenfor deadline for projektet at gennemføre dyrkningsforsøg med gødningsrest fra KOD. Hvis der i andre lande er gennemført sådanne forsøg, som er beskrevet i litteraturen, må resultater gerne indgå i notatet.

I det følgende gives eksempler fra tre forskellige studier:
I en rapport fra Sverige (RVF, 2005) evalueres storskalasystemer for kompost- og biogassystemer baseret på samfundets kildesepareret bioaffald og afhængig af anlæg også iblandet husdyrgødning. Rapporten indeholder dog ikke data, der alene hidrører fra kildesorteret husholdningsaffald.
Opsamling af data fra svenske feltforsøg tyder på, at N-udnyttelsen i biogødningen ligger på samme niveau som i mineralsk handelsgødning, altså omkring 100 pct.. Landmandserfaringer med N-udnyttelsen, der også er inddraget i rapporten, ligger noget lavere med en udnyttelseseffekt på 70-80 pct. af ammoniumindholdet.
Kilde: RVF 2005. Använding av biogödsel. RVF Utveckling 2005:10. En rapport från BUS-projektet.

I et markforsøg med vårbyg i Tyskland blev forskellige biogasprodukter fra forskellige storskala biogasanlæg, baseret på kildesorteret organisk dagrenovation testet mod en mineralsk kvælstofgødning. Der blev gødet med 65 kg total-N pr. ha. Alle behandlinger gav højere udbytte end ugødet. Højest udbytte blev målt i behandlingen med mineralsk kvælstof (71 hkg/ha), tæt forfulgt af udbytterne i den vandige del efter separering (gns. 60 khg/ha) og den ikke separeret (59 hkg/ha) og med de laveste udbytter i den faste fraktion efter separering (56 hkg/ha). Udbytteeffekterne var delvis korreleret til indhold af ammonium. Indholdet af ammonium-N varierede fra 30 til 59 pct. af total-N i den flydende separerede fraktion (svarende til 1,5 til 8,8 pct. af ts), fra 12-50 pct. af total-N i den ikke-separerede fraktion (svarende til 1,6 til 1,7 pct. af ts) til kun 1,7 til 2,5 pct. i den faste fraktion

(svarende til 0,03 til 0,04 pct. af ts). De angivne forskelle refererer til to forskellige biogasanlæg med lidt forskellige input inden for husholdninger, catering og grønt affald og forskellige processer.
Kilde: Prays N, Kaupenjohann M (2016) Initial Effects of Differently Treated Biogas Residues from Municipal and Industrial Wastes on Spring Barley Yield Formation. PLoS ONE 11(4): e0154232. doi:10.1371/journal.pone.0154232

I hvilken grad det organiske N i husholdningsaffald omsættes i biogasreaktoren er ikke fuldt belyst. Jensen (2015) har på baggrund af litteraturgennemgang foreslået en generel model for mineralisering af organisk N i biomasser, der tilføres biogasanlæg. I modellen antages, at 25 pct. af organisk N i kvæggødning omdannes til ammonium-N under bioforgasning, mens mineraliseringen er 40 pct for alle biomasser undtagen kvæggødning. Jensen (2015) fandt dog, at der under bioforgasning kunne ske mineralisering på op til 70 pct. for især de mere letomsættelige biomasser såsom organisk husholdningsaffald og fødevareindustriaffald, men datagrundlaget er endnu ikke godt nok til at differentiere mellem disse forskellige typer biomasser.
Kilde: Jensen, L.S. 2015. Udvikling af beregningsmodel til bestemmelse af gødningsværdi og fastsættelse af udnyttelsesprocent for biomasser til biogasanlæg. Københavns Universitet. 40 pp. http://plen. ku.dk/myndighedsbetjening/Udnyttelsesprocent_p__biomassertil_biogasanlaeg.pdf

Det eksisterende datagrundlag, når det drejer sig om udbytteeffekter i marken, er meget spinkelt. Det er dog sandsynligt, at gødningseffekten af bioforgasset KOD er høj og måske på niveau med udnyttelsesgraderne i svinegylle – under den forudsætning, at processen i reaktoren kører optimalt. Der er behov for at iværksætte markforsøg i Danmark, hvor afgrøders respons på tilførsel af bioforgasset KOD undersøges.

Biofos

VARGA WP6

Slutrapport

12. november 2020

Udarbejdet til:
Biofos

Udarbejdet af:
EnviDan A/S
Jan-Michael Blum
E-mail: jka@envidan.dk
Direkte tlf.: 4212 5479
Projektnavn: VARGA WP6
Projektnr.: 117 0107-06
Kvalitetssikring: Jacob Kragh Andersen

EnviDan

PUBLICERET - 16 Bilag 8 WP6_udrådning af biopulp D23-881588 1.0

Indholdsfortegnelse

1. Indledning 3
2. Resultater 4
2.1 Separat udrådning af KOD biopulp 4
2.1.1 Opstart af bioreaktorer, laboratorieskala 4
2.1.2 Stigende organisk belastning, laboratorieskala 6
2.1.3 Udrådning af KOD i pilotskala 7
2.2 Bioaugmentering til undgåelse af ammoniakhæmning 8
2.2.1 Tilsætning af ammonium 8
2.2.2 Bioaugmentering 10
2.3 Biologisk opgradering af biogas til biometan 11
2.3.1 Gas dispersionstest i lab-skala 11
2.3.2 Materialetest til pilot reaktor 12
2.3.3 Biogas opgradering i pilot reaktor 13
3. Sammenfatning og konklusion 15
4. Referenser 15

1. Indledning

Ressourceknaphed, øgede energiomkostninger og stigende miljøbevidsthed har de senere år har medført at udtryk som genbrug, genindvinding og senest cirkulær økonomi er blevet en del af ordforrådet hos både beslutningstagere, erhvervsliv og almindelige forbrugere. Denne udvikling har medført, at hvor man tidligere anså affald for spild nu betragter dette som en potentiel ressource og indtægtskilde. I den forbindelse blev VARGA-projektet, et fyrtårnprojekt i den danske spildevands- og affaldssektor, igangsat i 2017. VARGA står for VAnd Ressource Genvindings Anlægget (på engelsk: Water Resource Recovery Facility). Projektet har flere formål:

- at udvikle et koncept for opgradering af et konventionelt spildevandsrenseanlæg til fremtidens WRRF (Water Ressource Recovery Facility)
- at demonstrere dette på Renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE, der vil udgøre en showcase for dansk miljøteknologi i international størrelse
- at udvikle essentielle dele af den cirkulære økonomi til energiproduktion og udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer.
- at demonstrere synergier ved samarbejde om udnyttelse af ressourcer på tværs af vand- og affaldssektorerne

Projektet fungerer som en showcase for dansk ekspertise inden for Miljø – og Vandteknologi, hvor Avedøre renseanlæg bliver transformeret fra et konventionelt renseanlæg til et ressourceanlæg i fuldskala. VARGA-projektet indeholder 8 arbejdspakker. Nærværende notat er slutrapporten for arbejdspakke 6 (WP6).

WP6 "Separat udrådning af biopulp, bioaugmentation og biologisk opgradering af biogas" har fire overordnede formål:

1. at demonstrere separat udrådning af biopulp fra Kildesorteret Organisk Dagrenovation (KOD)
2. at anvende bioaugmentation ved udrådningsprocessen
3. at demonstrere biologisk opgradering af den producerede biogas (metanisering)
4. Opskalering til:
    a. Fuldskala biogasanlæg (der henvises til WP5)
    b. Prototype II biogas pilotanlæg

Der udføres indledningsvist en teknisk gennemførlighedsundersøgelse i prototype I pilotanlæg for at afklare tekniske forhold, producere gødning til indledende gødningskvalitetsundersøgelser, teste potentialet for bioargumentation og afdække effektiviteten af opgradering af biogas. Denne undersøgelse foregår i perioden, hvor der parallelt foregår aktiviteter i WP3, som skal føre til tilstrækkelige mængder af KOD til fuldskala demonstration.

Ad 1.

Der anvendes en prototype I pilotanlæg til demonstration af separat udrådning af KOD biopulp. Procesbetingelser for at opnå optimal drift og biogasproduktion undersøges, herunder maksimal TS % i udrådningstanken, fortynding af indgående materiale med udgående produkt, sammensætning af biogassen, anaerobe omsætningshastigheder mv. Gødningskvaliteten af udrådningsproduktet (degistat) fastlægges ved analyser og eksperimentelle undersøger i WP3. Målsætning er anvendelse af digestatet på økologiske marker som jordforbedring og gødning.

Ad 2.

Bioaugmentation af den anaerobe udrådningsproces foretages for at mindske hæmning grundet det høje saltindhold i rådnetanken. Dette gennemføres ved at opformere en bakteriekultur tilvænnet saltindholdet (primært ammonium hæmning). Derved kan rådnetanken drives ved et højt tørstofindhold og fortynding ved recirkulering uden hæmning af metanproduktionen.

Ad 3.

Den biogas som produceres i Prototype I, opgraderes ved at anvende biologisk omsætning af kuldioxid ved brinttilsætning til metan. Alle tidligere forsøg med biologisk opgradering af biogas (omsætning af kuldioxid til metan) har været udfordret primært på overførslen af brint fra gas- til væskefasen. Dette skyldes at brints opløselighed i vand er meget lille. I projektet demonstreres et system med en separat biologisk reaktor med en speciel brintoverførende enhed på en recirkuleret væskestrøm, der tilføres den biologiske reaktor. Biogassen forventes opgraderet til en kvalitet, som principielt kan afsættes på naturgasnettet.

Nogle af de nødvendige procesudformninger er forsøgt patenteret. Det vurderes dog ikke sandsynligt at en sådan patentering lykkes, da det at overføre en gas til en væske er kendt teknologi for fysisk absorption af gasser i væske (f.eks. kuldioxid fjernelse med vand eller med aminopløsninger).

Brint og brintteknologi besidder gunstige egenskaber, som muliggør løsninger til at balancere fluktuerende energi i energisystemet. Ved at konvertere el til brint via elektrolyse kan brint f.eks. anvendes som medie til el-lagring. Efterfølgende kan brinten bruges til opgradering af grønne brændstoffer, hvilket demonstreres i nærværende projekt.

Ad 4.

Oprindeligt var det planen, at Prototype I skulle opgraderes til Fuldskala (eller alternativt Prototype II) i VARGA-projektet. Dette er dog trukket ud af projektet, da det er besluttet politisk at der ikke kommer til at være fuldskala behandling af KOD biopulpen på Avedøre renseanlæg. Dette punkt bliver derfor ikke behandlet yderligere i denne rapport.

2. Resultater

2.1 Separat udrådning af KOD biopulp

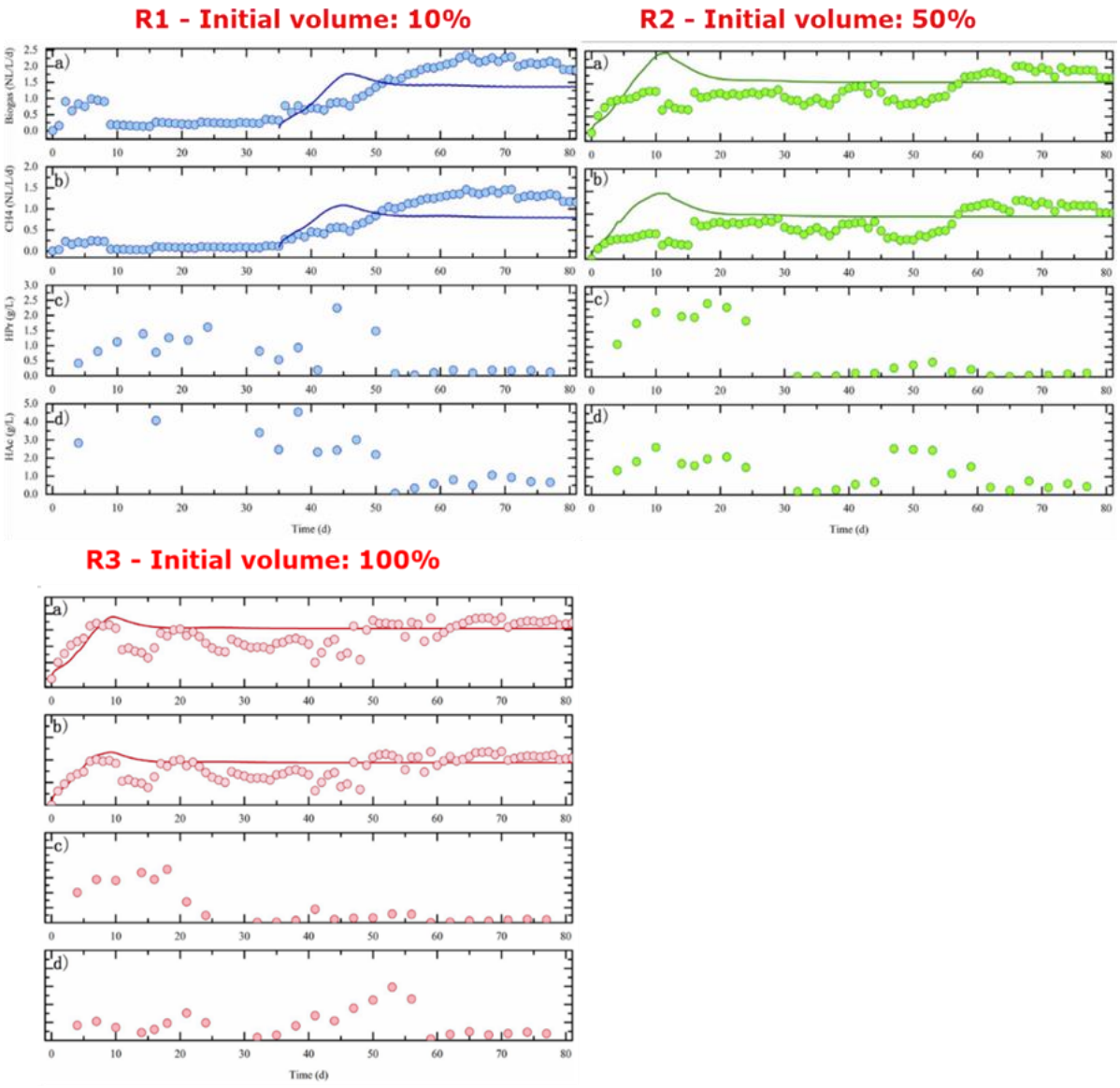
DTU gennemførte laboratorieforsøg af anaerob udrådning af KOD biopulp for at undersøge om ressourcen kan bruges til produktion af biogas. Samtidig skulle processens nøgletal fastlægges. Forsøget blev udført i kontinuert opblandede bioreaktorer (CSTRs).

2.1.1 Opstart af bioreaktorer, laboratorieskala

I første omgang blev der testet hvor meget podemateriale der er nødvendigt til opstart af processen uden en lang lag-fase, og samtidig opnå tilfredsstillende procesparametre. Derfor blev tre bioreaktorer startet med forskellige volumener af podemateriale: 10%, 50% og 100%. Podematerialet kom fra Hashøj Biogasanlæg og præsenterede aktiv biomasse. Forløb af 80 dage af processen kan ses i Figur 1. Forsøget er beskrevet i detaljer i Khoshnevisan et al. (2018).

Bioreaktorerne blev drevet ved 37 ºC (mesofil) med en hydraulisk opholdstid på 20 dage. Alle andre procesparametre fulgte DTUs normale protokol for drift af anaerob udrådning.

Fra Figur 1 fremgår, at bioreaktoren med 10% podemateriale havde en væsentlig lag-fase på ca. 35 dage inden metanproduktionen startede. Efterfølgende steg metanproduktionen i løbet af ca. 30 dage til ca. 1,0 $NL_{CH4}/L/d$. På dette niveau forblev produktionen resten af forsøget.



Figur 1: Procesforløb af udrådning af KOD biopulp i lab.-skala bioreaktorer med forskellige volumener af podemateriale, som beskrevet i detaljer i Khoshnevisan et al. (2018).

Cirka den samme metanproduktion nåedes i bioreaktoren med 50% og 100% podemateriale, dog uden den lange lag-fase. I stedet steg metanproduktionen i løbet af de første 10 dage til hhv. 0,5 og 1,0 $NL_{CH4}/L/d$. Perioden fra dag 10-50 var præget af en ret stabil biogasproduktion på disse niveauer i begge reaktorer. Reaktor 3 nåede biogasproduktion på 1,0 $NL_{CH4}/L/d$ ca. på dag 50, hvorimod reaktor 2 nåede denne metanproduktion på dag 60. Metanproduktionen i begge reaktorer var stabil resten af forsøget.

Forsøget viste, at en mængde af podemateriale på 10% fører på sigt til den samme metanproduktion, som mængder af podemateriale på 50% og 100% gør. Metanudbytten var op til 0,49 NL_{CH4}/gVS. En væsentlig lag-fase på ca. 35 dage kunne dog observeres i reaktoren med 10% podemateriale før metanproduktionen steg. Derimod begyndte metanproduktionen i bioreaktorerne med 50% og 100% podemateriale umiddelbart efter opstart af reaktorerne. En væsentlig forskel mellem 50% og 100% podemateriale kunne ikke findes.

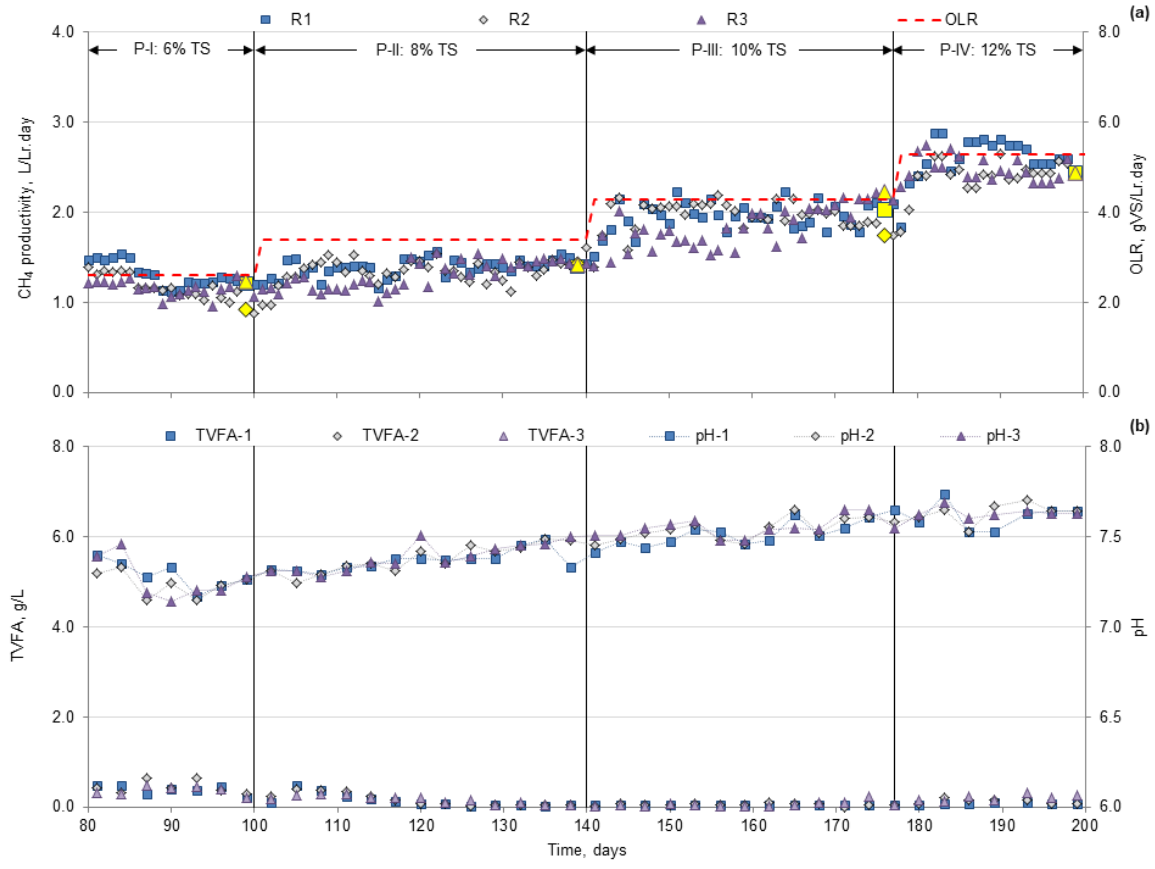
Selv om en podemateriale på 10% resulterer i den samme metanproduktion efter 60 dage, anbefales at pode bioreaktorerne til udrådning af KOD biopulp med mindst 50% aktive biomasse for at optimere metanproduktionen.

2.1.2 Stigende organisk belastning, laboratorieskala

Efter bioreaktorerne blev startet op (se afsnit 2.1.1), blev den organiske belastning af reaktorerne øget gradvis, for at teste om processen kørtes stabil med organiske belastninger på hhv. 6, 8, 10 og 12% tørstof. Bortset fra denne ændring blev reaktorerne drevet, som i foregående forsøg. Alle tre reaktorer blev drevet på samme måde og kan betragtes som triplikater. Metanproduktiviteten og koncentrationen af Flygtige syrer (Total Volatile Fatty Acids, TVFA) fra dag 80-200 med forskellige organiske belastninger kan ses i Figur 2.

Processerne i alle tre reaktorer var meget stabile i hele perioden. En stabil proces er kendetegnet ved en lav koncentration af TVFA (<1,0 g/L) og en pH på omkring 7.5 (se Figur 2). Metanproduktiviteten steg i takt med, at den organiske belastning forøgedes (se Figur 2 og Tabel 1).

Metanproduktiviteten steg fra 1,1 L_{CH4}/L/dag til 2,5 L_{CH4}/L/dag. Dette i sig selv er ikke overraskende, da mængden af organisk materiale til processen forøgedes. Dermed forventedes også en højere metanproduktivitet. Samtidig forblev metanudbytten på et stabilt niveau mellem 0,41-0,47 L_{CH4}/gVS. Resultatet er relevant, da dette indikerer, at bioreaktorerne omsatte det organiske materiale til metan med det samme effektivitet og ikke var inhiberet af den højere organiske belastning.



Figur 2: Metanproduktiviteten og koncentration af TVFA Acids under forskellige organiske belastninger af KOD udrådning.

Tabel 1: Metanproduktivitet og -udbytte ved forskellige tørstofbelastninger (TS).

	6 % TS	8 % TS	10 % TS	12 % TS
Metanproduktivitet (L_{CH4}/L/dag)	1,1±0,1	1,4±0,1	2,0±0,1	2,5±0,1
Metanudbytte (L_{CH4}/gVS)	0,44±0,2	0,41±0,2	0,46±0,1	0,47±0,1

2.1.3 Udrådning af KOD i pilotskala

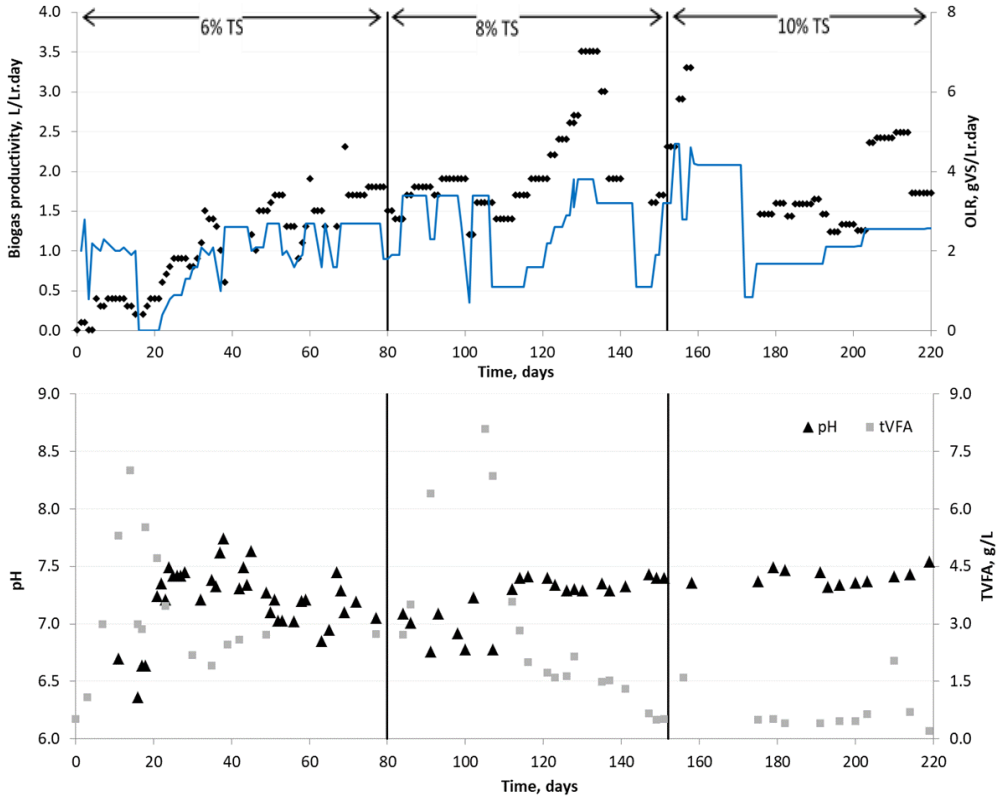
Efter succesrige forsøg i laboratorie-skala (se afsnit 2.1.1 og 2.1.2), blev udrådning af KOD testet i pilotskala på Avedøre Renseanlæg. Pilotreaktoren blev podet med biomasse fra Hashøj Biogasanlæg (50 % af totalvolumenet). I løbet af forsøget blev den organiske belastning forøget gradvis ved en forøgelse af tørstofindholdet i indløb af reaktoren fra 6% TS til 8% og 10% TS.

Opstartsfasen med en TS-indhold af biopulpen på 6% varede i 80 dage (se Figur 3). I de første 20 dage steg pH værdien fra ca. 6,5 til 7,5. På dette niveau forblev pH værdien resten af driftsperioden. TVFA-koncentrationen steg markant i de første 20 dage af opstartsfasen. Derefter faldt TVFA kontinuerligt til den lå fra dag 150 og frem ret stabil på under <1,0 g/l. Efter ca. 70 dage opstartsfase med et tørstofindhold på 6% i indløbet kørte processen ret stabil. I perioden dag 71-80 lå metanproduktiviteten på 0,99±0,01 L_{CH4}/L/dag. Metanudbytten var på 0,37±0,003 L_{CH4}/gVS.

Efter dag 80 blev tørstofindholdet i indløbet øget til 8%. Denne ændring faldt sammen med mekaniske udfordringer i driften af reaktoren, der fortsatte til slutningen af den betragtede periode. På grund af disse driftsudfordringer vægtes resultaterne fra dag 80 og frem ikke så høj som resultaterne mellem dag 0 og 80.

Generelt viste forsøget, at en højere organisk belastning fører til højere metanproduktivitet. Samtidig kunne pH værdien holdes på et stabilt niveau på omkring 7,5 og TVFA-koncentrationen kunne holdes lav. Der blev ikke fundet nogen indikation af, at højere metanproduktivitet ikke ville være mulig med en højere organiske belastning. Mekaniske udfordringer ved højere TS-indhold end 10% (f.eks. pumpning af biopulp) forhindrede dog et forsøg.

Overordnet set var biogasprocessen relativt robust i løbet af hele driftsperioden, og der var ikke tegn på hæmning (f.eks. ammoniumhæmning). Biogasproduktionen var tilfredsstillende niveau.



Figur 3: Procesforløb af udrådning af biopulp af KOD i pilotskala. Dag 0 = 22.01.2018, dag 220 = 30.08.2018.

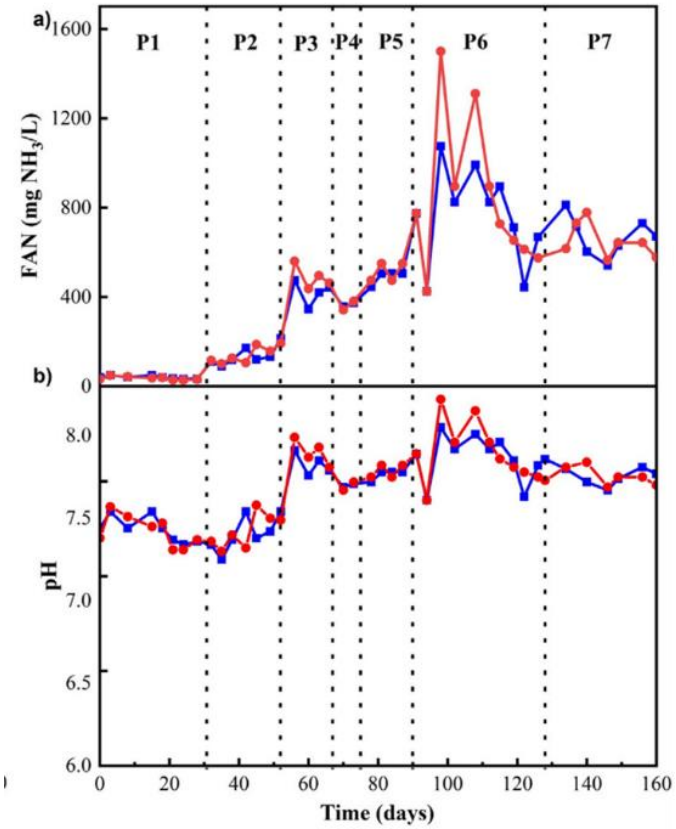
2.2 Bioaugmentering til undgåelse af ammoniakhæmning

2.2.1 Tilsætning af ammonium

Biomassen kan inhiberes ved høje ammoniumkoncentrationer. For at teste effekten af høje ammoniumkoncentrationer på udrådningsprocessen blev to bioreaktorer i laboratorie-skala udsat for en stigende koncentration af ammonium i løbet af 160 dage. Koncentrationen af ammonium blev forøget fra 1,1 g NH_4^+-N/L til 9,5 mg NH_4^+-N/L i syv faser (P1-P7) (se figur 4).

Metanudbytten var på et ret stabilt niveau på ca. 0,4 L_{CH4}/gVS i hele perioden. Først i fase 7, da ammoniumkoncentrationen lå på 9,5 mg NH_4^+-N/L, kunne en reduktion af metanudbytten på ca. 15% observeres. Så høje koncentrationer opnås sjælden på fuldskala anlæg. Derfor kan det konkluderes, at ammoniumhæmning af biomassen i det betragtede spektrum af ammoniumkoncentrationer ikke var en udfordring med hensyn til metanudbyttet.

En skift i sammensætningen af biomassen kunne observeres i forløbet af forsøget. I fase 1 var *Methanosaeta* den dominerende species, hvorimod i fase 7 var *Methanosarcina* dominerende. Om skiftet i sammensætningen af biomasse har en praktisk konsekvens, eller om den er faktisk årsagen til, at ammoniumhæmning ikke var en udfordring, kunne ikke afklares i forsøget. Detaljerne af forsøget er beskrevet i dybden i Yan et al. (2019).

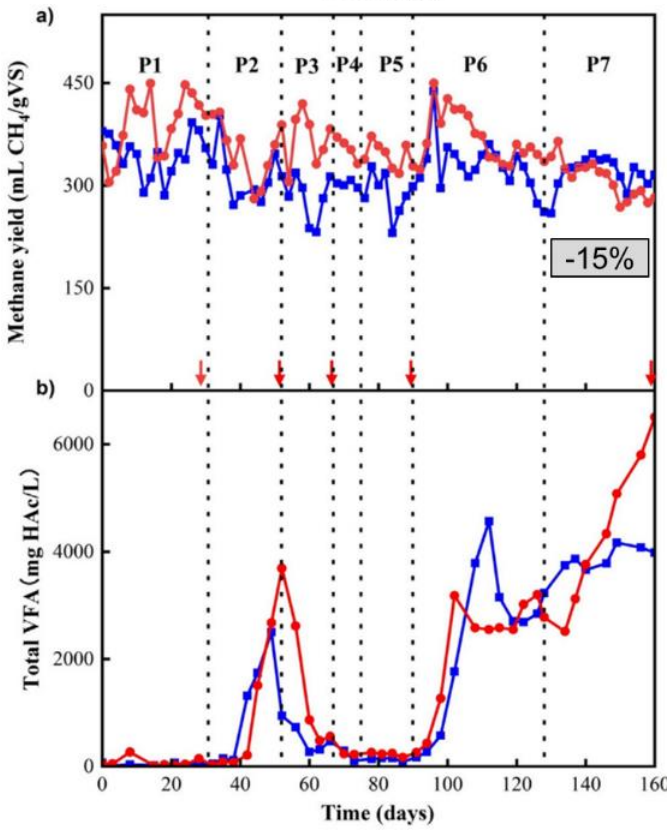


Phase	Days	TAN (g NH_4^+-N/L)
P1	0–30	1.1
P2	31–51	4
P3	52–66	5
P4	67–74	6
P5	75–89	7
P6	90–127	8.5
P7	128–159	9.5

Microbial shifts

P1: Aceticalstic *Methanosaeta*

P7: Versatile *Methanosarcina* with Syntrophic acetate oxidizers (e.g. *Syntrophaceticus schinkii*)



Figur 4: Procesforløb af ammoniak hæmningseksperimentet.

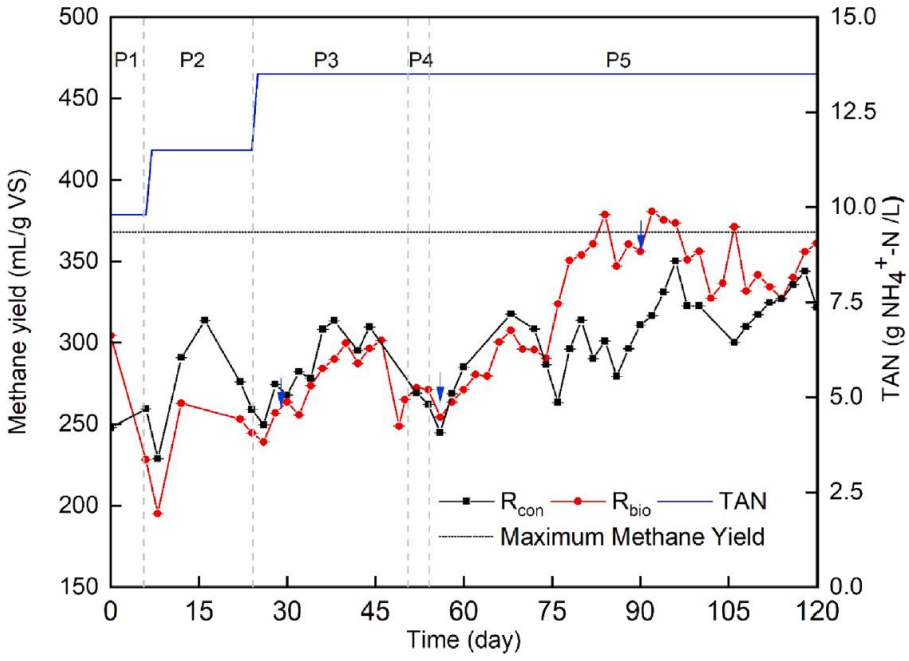
2.2.2 Bioaugmentering

To bioreaktorer i laboratorie-skala (test og kontrol) blev startet op med biomasse, der var akklimatiseret til TAN koncentrationer på 9,0 g/L. Efter forsøgets start blev TAN-koncentrationen i reaktorerne forøget i to skridt fra 9,0 mg/L til 11,5 g/L og 13,5 g/L (se Tabel 2). Procesforløbet af begge reaktorer er vist i Figur 5. Selv på høje TAN-koncentrationer var processerne stabil i begge reaktorer inden bioaugmenteringen blev startet (dag 22 – dag 50). Biomasse fra reaktorerne i afsnit 2.2.1 blev tilføjet testreaktoren mellem dag 51-54 til et volumenforhold på 4% v/v. Biomassen var akklimatiseret til høje ammoniumkoncentrationer gennem procesforløbet beskrevet i afsnit 2.2.1.

Tabel 2: Faser af bioaugmentationsforsøg.

Phase	Days	TAN	Extra added ammonia	
		(g NH_4^+-N/L)	$CO(NH_2)_2$ (g NH_4^+-N/L)	NH_4Cl (g NH_4^+-N/L)
P1	0–5	9.5	4.5	3.9
P2	6–22	11.5	5.5	4.9
P3	23–50	13.5	6.5	5.9
P4 (Bioaugmentation)	51–54	13.5	–	–
P5	55–120	13.5	6.5	5.9

* "–": No extra ammonia addition.



Figur 5: Procesforløb af test- og kontrolbioreaktor i bioaugmenteringsforsøg. Kilde: Yan et al. (2020)

Bioaugmenteringen førte til en forøgelse af middel metanproduktionen på omkring 21% i fase 5 (P5) ift. fase 3 (P3). Samtidig var metanudbyttet i slutningen af forsøget ca. 11% højere i den bioaugmenterede bioreaktor end i kontrolreaktoren. Dermed blev der målt en signifikant effekt af bioaugmenteringen. Detaljerne af forsøget er beskrevet i Yan et al. (2020).

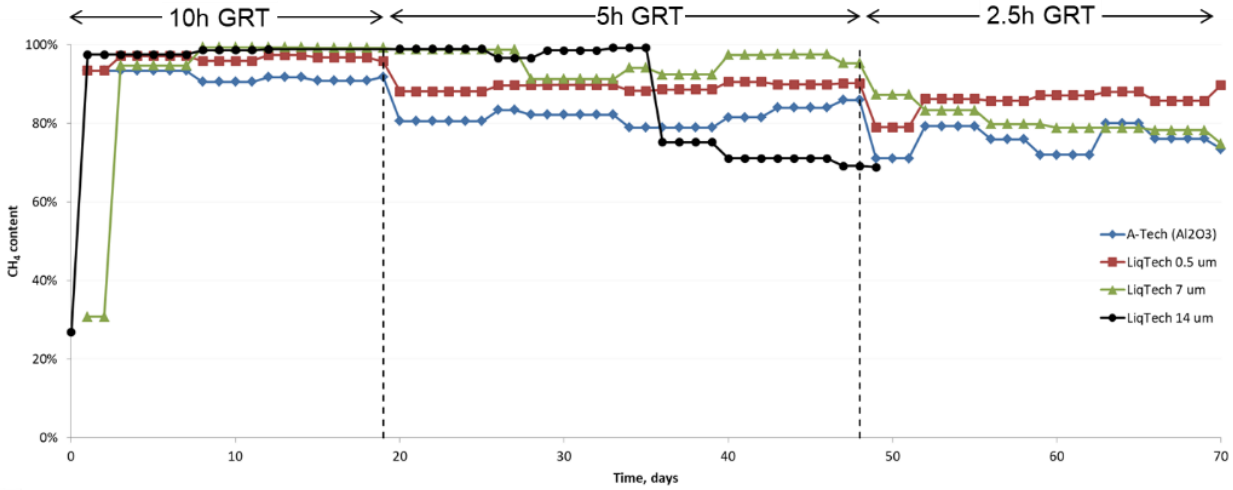
2.3 Biologisk opgradering af biogas til biometan

Biogas er en blanding af ca. 60% metan og 40% kuldioxid (samt flere gasser i små mængder). Biogas kan opgraderes ved hjælp af *archeae* (mikroorganisme), som omsætter kuldioxid til metan. Resultatet er næsten rent metan, som betegnes biometan, i forhold til fossilt metan (naturgas). *Archeae* kræver brint og næringsstoffer til omsætning af kuldioxid. Tre forsøg demonstrerede i VARGA projektet, at biogas fra udrådning af KOD kunne opgraderes til biometan ved hjælp af *archeae*.

I første omgang blev forskellige membraner testet for at finde det optimale membranmateriale samt porestørrelse til dispersion af brint i bioreaktor til opgradering af biogas. Efterfølgende blev forskellige bærematerialer testet, med det formål at finde et vedegnet bæremateriale til *archeae* i pilotreaktoren. Til sidst blev biologisk opgradering af biogas demonstreret i pilot-skala.

2.3.1 Gas dispersionstest i lab-skala

Fire forskellige membraner blev testet til at identificere membraner med de bedste brint dispersions egenskaber. En membran baseret på aluminiumoxid (fra den tyske virksomhed A-Tech), samt tre membraner med forskellige porestørrelser (fra den danske leverandør LiqTech) blev testet. Metanindholdet af udstødningsgassen i bioreaktorer i lab-skala blev dokumenteret på forskellige gasopholdstider (engelsk: gas retention times, GRT) på hhv. 10, 5 og 2,5 timer (se Figur 6).



		L/Lr.d	GRT [h]
Period 1	Gas mix flow	2.4	10
	CH4 in	0.6	
	CO2 in	0.4	
	H2 in	1.4	
	H2 carrier	0.05	
Period 2	Gas mix flow	4.8	5
	CH4 in	1.1	
	CO2 in	0.7	
	H2 in	2.9	
	H2 carrier	0.1	
Period 3	Gas mix flow	9.6	2.5
	CH4 in	2.2	
	CO2 in	1.4	
	H2 in	5.8	
	H2 carrier	0.2	

Figur 6: Metanindhold af udstødningsgassen i bioreaktorer med *archeae* og forskellige membraner, samt gasopholdstider på hhv. 10, 5 og 2,5 timer.

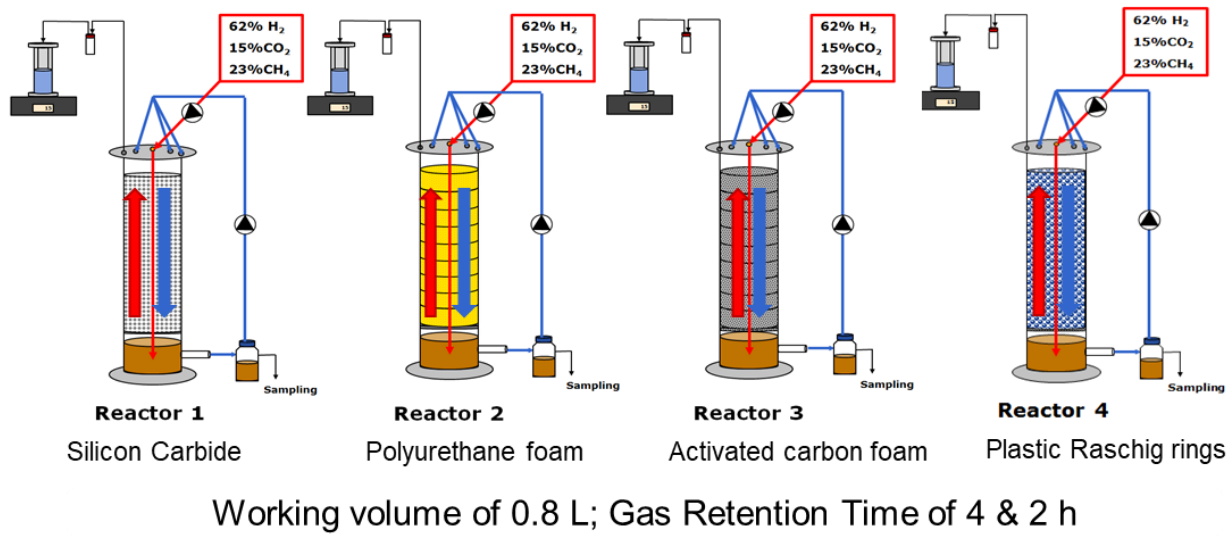
Lab-skalatests afslørede, at forskellige membranmaterialer med forskellige porestørrelser til dispersion af brint i væsken resulterede i varierende metanindhold i den opgraderede biogas. Bioreaktorernes ydeevne ændrede sig afhængigt af gasopholdstiden og den påførte membran. Mens membraner med større porestørrelse resulterede i en højere metankoncentration ved høje gasopholdstider (10 timer), var metankoncentrationen højest i bioreaktorer med membraner med små porestørrelser ved lave gasopholdstider (2,5 timer). Membraner fra LiqTech med en porestørrelse på 0,5 µm fungerede godt på alle gasopholdstider og resulterede i en metankoncentration >90%.

2.3.2 **Materialetest til pilot** reaktor

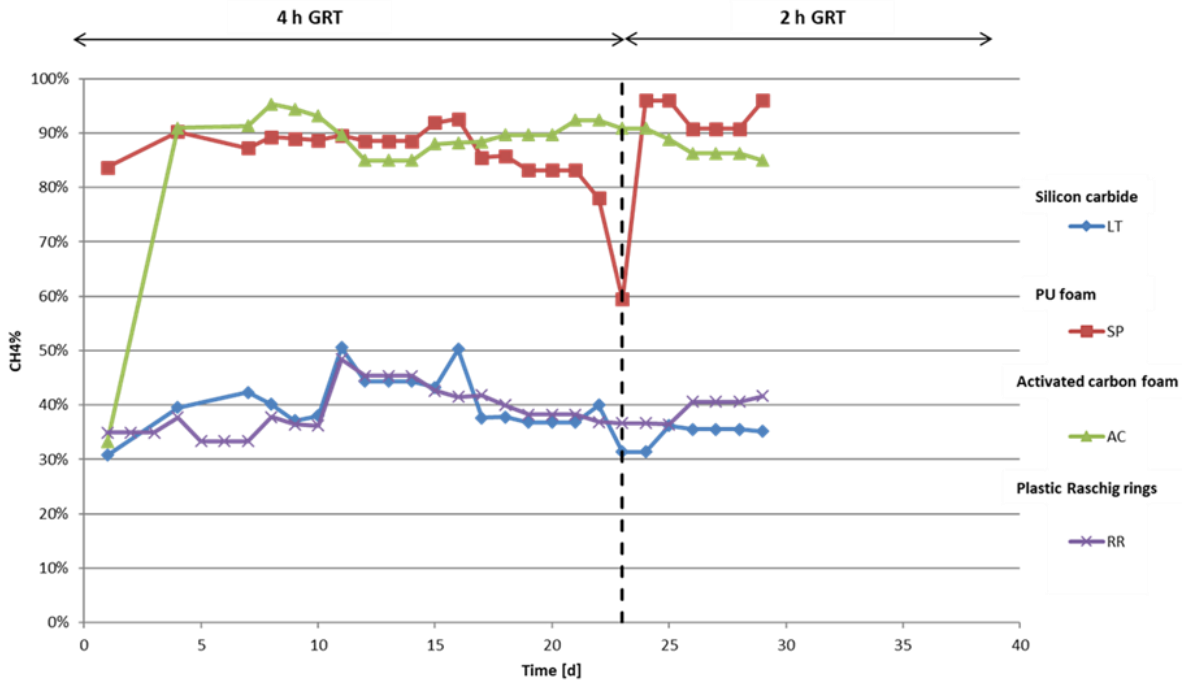
Forskellige bæremateriale kan anvendes til at facilitere vækst af *archeae* biofilm. Fire forskellige materialer blev testet i lab-skala trickling filter (se Figur 7). Trickling filter er velegnet til biologisk opgradering af biogas med *archeae*. De fire testede materialer var siliciumkarbid, polyuretanskum, aktivt kulskum og plast Raschig ringe.

Effekten af bæremateriale blev vurderet baseret på procentdelen af metan i udstødningsgassen af tricklingfiltrene. Gasopholdstider på både 4 og 2 timer blev testet. Forsøget viste at bærermaterialet i reaktoren havde en betydelig effekt på metanindholdet i den opgraderede biogas. Når der blev anvendt aktivt kulskum og polyuretanskum, opnåedes metankoncentrationer på 90%. Derimod resulterede siliciumkarbid- og plastringe i metankoncentrationer på kun 40% (se Figur 8). På baggrund

heraf (samt unersøgelser i andre projekter) viste det sig, at polyuretanskummet var det bedste fyldmateriale.



Figur 7: Forsøgsopsætning af materialetest i lab-skala trickling filter.



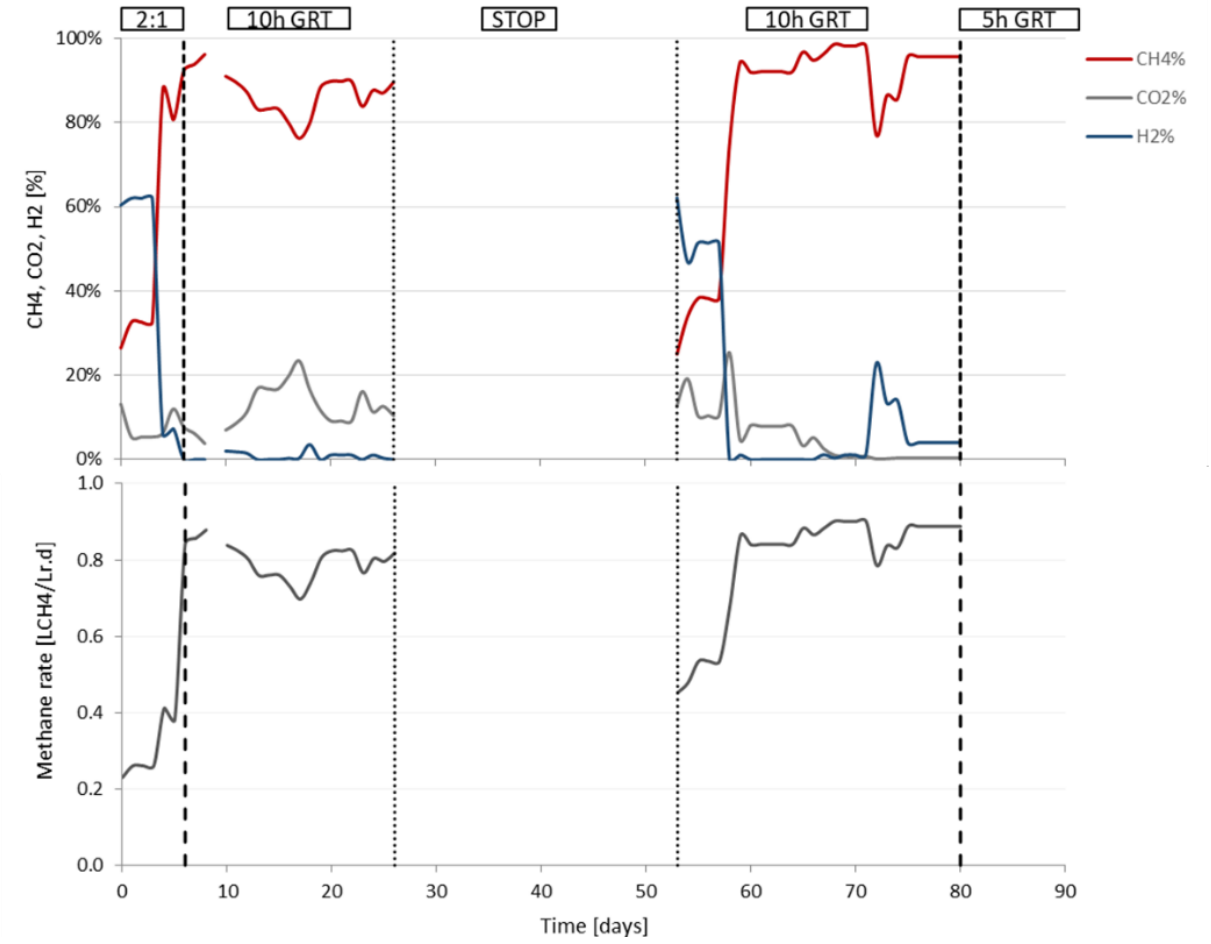
Figur 8: Indhold af metan i udstødningsgassen af trickling filter med forskellige bærematerialer.

2.3.3 Biogas opgradering i pilot reaktor

En pilotreaktor med polyuretanskum som bærermateriale blev installeret på Avedøre Renseanlæg I samme container som biogasreaktoren) for at demonstrere biologisk opgradering af biogas i

pilotskala. Reaktoren var udstyret med både opvarmning og afkøling til at klare den exoterme natur af opgraderingsprocessen. Processen blev kørt under termofile betingelser på 55 ºC med 10 timers gasopholdstid. Reaktoren blev inokuleret med en *archeae* kultur fra DTUs laboratorie.

En høj metankoncentration på ca. 90% kunne observeres i reaktorens udstødningsgas allerede efter 7 dage. Efterfølgende kørte processen ret konstant med metankoncentrationer på ca. 90% og metanproduktiviteter på ca. 0,8-0,9 L_{CH4}/L/d. Reaktoren blev stoppet mellem dag 26-53 på grund af juleferie. Genopstarten var hurtig. Indenfor få dage kunne igen observeres metankoncentrationer på mere end 90%, hvilket indikerer at processen er meget robust.



Figur 9: Procesforløb af biologisk opgradering af biogas i pilotreaktor på Avedøre Renseanlæg.

3. Sammenfatning og konklusion

Arbejdspakke 6 (WP6) i VARGA-projektet havde til formål at undersøge og demonstrere separat udrådning af biopulp fra kildesorteret dagrenovation (KOD). Udrådning af KOD-biopulp skulle undersøges i laboratorie-skala og demonstreres i pilot-skala. Samtidig skulle undersøges om bioaugmentering af processen kunne forhindre et typisk problem af biogasproduktionen: hæmning af biogasproduktion pga. ammonium. Til sidst skulle biologisk opgradering af biogas til biometan ved hjælp af *aercheae* i pilot-skala demonstreres.

Det kan konkluderes at en stabil og robust udrådning af biopulp fra KOD med høje biogasudbytter, er muligt. Den mesofile proces førte til gasproduktiviteter på 1,1 NL_{CH4}/L/d i lab-skala og en metanudbytte på op til 0,49 NL_{CH4}/gVS. En lag-fase ved opstart af bioreaktorerne kunne forhindres, hvis mindst 50% af reaktorvolumen blev podet med aktiv biomasse fra en udrådningsproces. Metanproduktiviteten kunne forøges fra 1,1 L_{CH4}/L/dag til 2,5 L_{CH4}/L/dag, hvis den organiske belastning forøgedes i reaktoren ved forøgelse af tørstofkoncentrationer i indløbet fra 6% til 12%. Udrådning af biopulp fra KOD førte også til biogasproduktionen i pilotskala, dog med lidt lavere metanproduktiviteten på 0,99±0,01 L_{CH4}/L/dag og metanudbytten på 0,37±0,003 L_{CH4}/gVS. Driften af pilotreaktoren blev dog ikke yderligere optimeret.

Udrådningsprocessen kan udføres under høje ammoniumkoncentrationer. Undersøgelser viste, at biomasse kan akklimatiseres til høje koncentrationer ved gradvis forøgelse af indholdet. Samtidig blev der vist, at bioaugmentering af udrådningsprocessen med for høje ammoniumkoncentrationer akklimatiserede biomasse førte til en signifikant højere metanproduktion. Samtidig steg metanudbyttet. Gradvis akklimatisering af biomassen til høje TAN-koncentrationer eller bioaugmentering kan dermed reducere hæmning af processen gennem høje TAN-koncentrationer.

Biologisk opgradering af biogas til biometan ved hjælp af *aercheae* kunne demonstreres i et trickling filter i pilot skala. Under termofile betingelser opnåedes metankoncentrationer på ca. 90% og metanproduktiviteter på ca. 0,8-0,9 L_{CH4}/L/d. Samtidig viste processen sig, at være meget robust med korte opstartsfaser efter procespauser.

Arbejdspakke 6 demonstrerede de forventede resultater og bidragede til en række videnskabelige artikler. Derudover leverede arbejdspakken input til andre arbejdspakker af VARGA (f.eks. WP5 og WP7) og skabte synergier med andre projekter.

4. Referenser

Khoshnevisan, B., Tsapekos, P. Alvarado-Morales, M., Angelidaki, I. (2018). Process performance and modelling of anaerobic digestion using source-sorted organic household waste. Bioresource Technology Volume 247, January 2018, Pages 486-495, https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.122.

Yan, M., Fotidis, I.A., Tian, H., Khoshnevisan, B., Treu, L., Tsapekos, P., Angelidaki, I. (2019). Acclimatization contributes to stable anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste under extreme ammonia levels: Focusing on microbial community dynamics. Bioresource Technology Volume 286, August 2019, 121376, https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121376.

Yan M., Treu L., Campanaro S., Tian H., Zhu X., Khoshnevisan B., Tsapekos P., Angelidaki I., Fotidis I.A., (2020). Effect of ammonia on anaerobic digestion of municipal solid waste: Inhibitory performance, bioaugmentation and microbiome functional reconstruction. Chemical Engineering Journal 401, 126159, https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126159.



NPK recovery
Development of E-DASK process

Final report

Lauriane BARRITAUD
Delphine BRILLANT
Auriane DIAMAND

September 2017

VERI SNC
Centre de Recherche de Maisons-Laffitte
Chemin de la Digue – BP 76
78603 MAISONS-LAFFITTE cedex
Tél : +33 1 34 93 31 31
Fax : +33 1 34 93 31 10

Diffusion :

Nom	***Entité***	***Client / Demandeur***	***Equipe Projet***	***Destinataire***
Mette Dam Jensen	Krüger	X		
Erik Bundgaard	Krüger	X		
Mikkel Poulsen	Krüger	X		
Boris Lesjean	Veolia Germany	X		
Didier Grange	T&P		X	
Jean-Pierre Spanu	T&P		X	
Hervé Paillard	T&P			X
Maria Albuquerque	VERI		X	
Delphine Brillant	VERI		X	
Lauriane Barritaud	VERI		X	
Auriane Diamand	VERI		X	
Valérie Ingrand	VERI			X
Vincent Georgeaud	VERI			X

Validé par : V. Ingrand



RESUME

Un procédé de récupération du phosphore à partir des cendres de boues de station d'épuration est étudiée à l'échelle laboratoire afin d'évaluer ses performances et la consommation énergétique associée. Une nouvelle configuration propose de séparer l'étape de lixiviation et l'étape électrochimique (génération d'acide et séparation des ions métalliques). Les tests sont menés sur 2 cendres différentes et l'impact de plusieurs paramètres (ratio liquide/solide L/S des cendres dans l'électrolyte, densité de courant appliquée, pH final de la réaction, réutilisation des électrolytes) est observé. Les résultats montrent que le taux de récupération du phosphore maximum obtenu est de 70%, avec une purification du phosphore, en particulier vis-à-vis du fer et de l'aluminium (facteur de purification entre 2 et 10). Cependant la consommation énergétique spécifique du système reste élevée (>100kWh/kg P). Les principales limitations du système proviennent de l'insuffisante qualité de la mise en suspension des cendres et la formation d'un colmatage dans le séparateur électrochimique.

Mots-clés : traitement électrochimique, lixiviation, purification, phosphore, métaux lourds

ABSTRACT

A process for Phosphorus recovery from sewage sludge ash is studied at lab-scale to evaluate its performance and energy consumption with a new implementation, separating the ash leaching step from the electrochemical step (generation of acid and separation of phosphorus from heavy metals). Tests carried out on 2 different ashes highlight the impact of several parameters on the performance: liquid to solid ratio (L/S) of the ash in the anolyte, current density, final pH of the reaction, reuse of the electrolytes. The results show a maximum phosphorus recovery rate in the anolyte of 70%, with a purification of the phosphorus, in particular towards aluminum and iron (by a factor 2 to 10). However, the specific energy consumption remains high (>100kWh/kgP). The main limitations of this implementation rely on the insufficient fluidization of the ash in the leaching column and the scaling of the electrochemical separator.

Keywords: electrochemical treatment, leaching, purification, phosphorus, heavy metals

SOMMAIRE

INTRODUCTION 1

I. CHARACTERIZATION OF ASHES 2

I.1. Size distribution 2

I.2. Fractionation and chemical characterization 3

II. EXPERIMENTAL SET-UP 4

II.1. General description 4

II.2. Leaching step 5

II.3. Electrolysis cell 5

II.4. Monitoring, analysis, calculations 6

II.4.1. Monitoring 6
II.4.2. Sampling and analysis 6
II.4.3. Calculations 7

III. RESULTS AND EFFICIENCY 8

III.1. Preliminary tests : limiting current determination 8

III.2. Summary of tests conditions 8

III.3. Evolution of the physical parameters 9

III.4. Results 9

III.4.1. Main results overview 9
III.4.2. Set-up limitations 12
III.4.3. Phosphorus recovery & purification 14
III.4.4. Specific energy consumption 18

III.5. Conclusions 20

CONCLUSION 21

LIST OF FIGURES

Figure 1: E-DASK process principle 1
Figure 2: E-DASK design 1
Figure 3: VERI process principle 1
Figure 4: Particles size distribution in ashes (on dry ashes) 2
Figure 5: VERI process design 4
Figure 6: Laboratory setup 4
Figure 7: Separation column 5
Figure 8: Anode 5
Figure 9: Cathodes 5
Figure 10: Retec 02 cell 5
Figure 11: Polarization curves 8
Figure 12: Example of results (test 3) 9
Figure 13: Mesh breakage 12
Figure 14: Anolyte samples in test 6 with ashes in suspension 12
Figure 15: Test of potential before essay 7 13
Figure 16: Recovery of phosphorus 14
Figure 17: Recovery of Aluminum 15
Figure 18: Recovery of Calcium 16
Figure 19: Recovery of Iron 16
Figure 20: Distribution of metals after leaching in essay 6 (% of metal / quantity in ash before leaching) 17
Figure 21: Distribution of Cr, Ni, Pb in Test 6 18

LIST OF TABLES

Table 1 : Chemical characterization of German Ash and its fractions 3
Table 2 : Catholyte and Anolyte conductivity 8
Table 3 : Summary of tests conditions 8
Table 4 : Conditions and main results of laboratory tests 11
Table 5 : Migration of water during essays 13
Table 6: Data on H+ consumption 15
Table 7 : Ratio P/Al and P/Fe in ashes and anolytes 17
Table 8: Sum up of experimental results linked with energy consumption 18

INTRODUCTION

E-dask process developed by the Technical University of Denmark was identified as a relevant process for extraction and purification of ISSA. It was selected for further process development. It combines an electrochemical generation of acid for phosphorus leaching and an electroseparation of heavy metals for phosphorus purification. However some limitations were highlighted in DTU set up. Separator could be damaged due to the attrition by ash particles that are directly introduced in the electrolysis cell. The setup is not realistic for a large scale process: wire cathode and low current density (long reaction time).

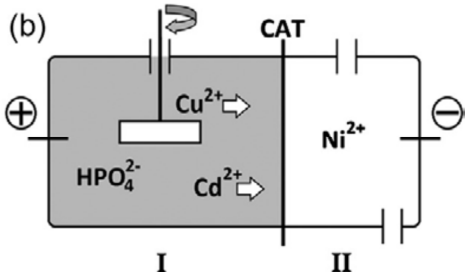


Figure 1: E-DASK process principle

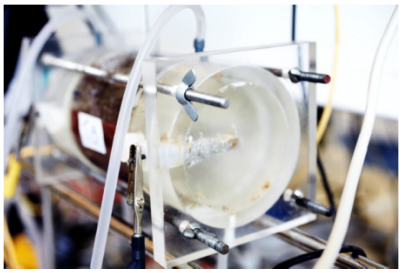


Figure 2: E-DASK design

VERI proposed an optimized design for E-dask process with a **dissociation of the leaching step from electrochemical treatment and the intensification of the process.**
The aim of the study presented here is to test an implementation and to quantify the phosphorus leaching performance and specific energy consumption obtained with this new design.

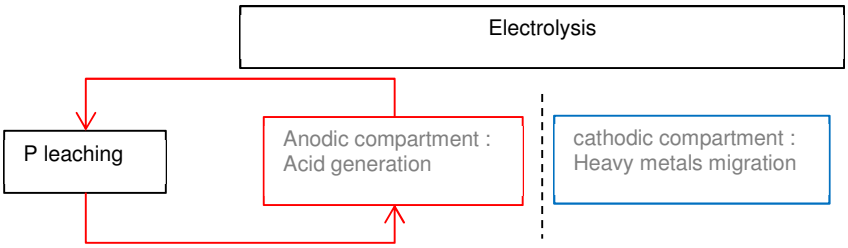


Figure 3: VERI process principle

I. CHARACTERIZATION OF ASHES

Size distribution of ashes is studied to choose the good solid/liquid separation technique. Fractionation and chemical analysis of fractions are performed to evaluate the possibility to remove some fractions of ashes (fractions without phosphorus or fractions with high amount of heavy metals).

I.1. SIZE DISTRIBUTION

Size particle distribution analysis of ISSA shows that separation technique must retain low particles size. 10 µm cut-off could release almost 10% of ash in the system. (These results are confirmed for both wet and dry ashes).

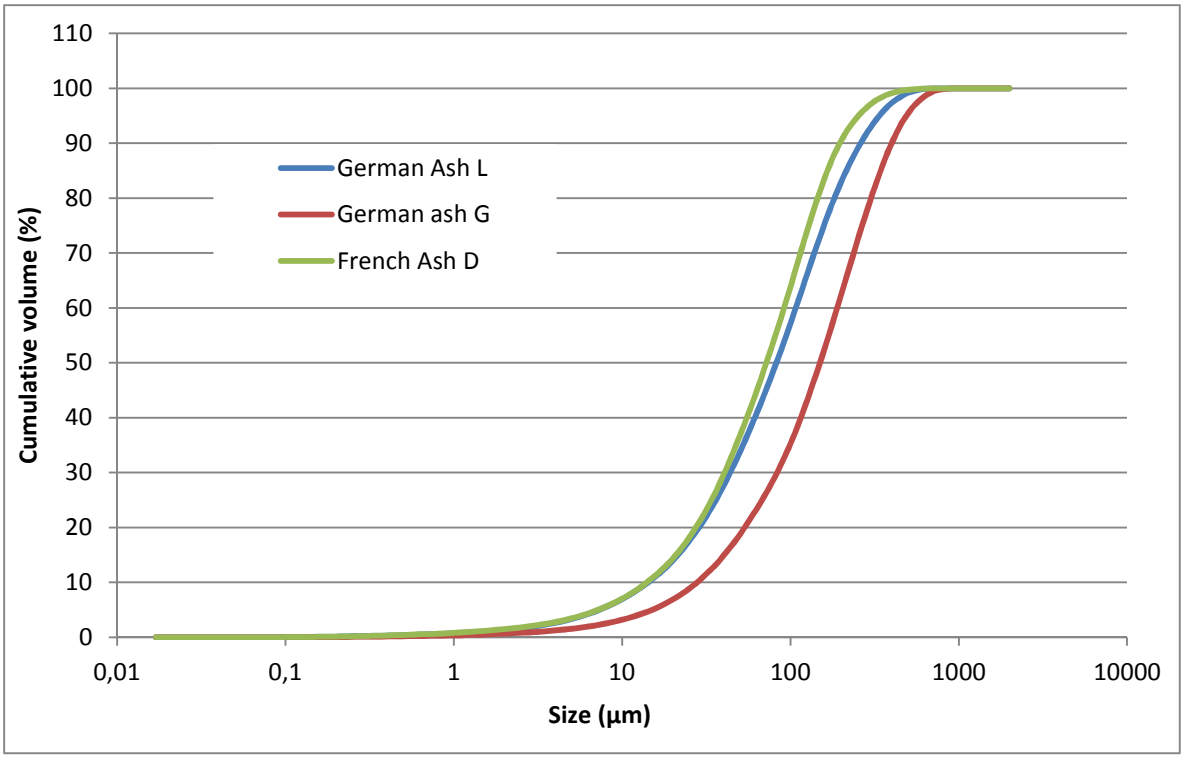


Figure 4: Particles size distribution in ashes (on dry ashes)

I.2. FRACTIONATION AND CHEMICAL CHARACTERIZATION

Each ash is fractionated into 5 fractions with particle sizes : <40µm, 40-80µm, 80-125µm, 125-250µm, >250µm. The composition of ash and its fractions are analyzed with ICP-MS.

Results show that the distribution of phosphorus is homogeneous over the 5 fractions for the 3 ashes tested (ex below of German ash L). To reach the objective of 80% of phosphorus recovery all fractions need to be treated.

		German Ash	German Ash 0-40 µm	German Ash 40-80 µm	German Ash 80-125 µm	German Ash 125-250 µm	German Ash > 250 µm
Volumic fractionation			17%	35%	20%	24%	4%
Weight fractionation			28%	20%	18%	23%	11%
Mass content (% dry solid)	**Al**	2.17	111%	117%	94%	93%	109%
	As	0.0030	163%	117%	73%	50%	57%
	Ca	11.9	124%	124%	87%	77%	87%
	Cd	<0,0010	ok	ok	ok	ok	ok
	Cr	0.0125	67%	80%	83%	80%	200%
	Cu	0.26	115%	115%	100%	73%	104%
	Fe	14.00	116%	120%	94%	78%	84%
	K	1.00	108%	104%	100%	87%	114%
	Mg	1.59	114%	114%	90%	88%	137%
	Mn	0.52	127%	127%	90%	67%	63%
	Na	0.48	117%	113%	104%	83%	85%
	Ni	0.0061	111%	110%	102%	75%	97%
	P	10.20	115%	118%	92%	80%	99%
	Pb	0.012	141%	108%	88%	68%	63%
	Stot	0.79	151%	122%	84%	56%	57%
	Si	9.4	57%	67%	89%	194%	146%
	Zn	0.3	123%	113%	97%	70%	93%
	F	0.01	125%	125%	88%	80%	81%
	Cl	0.032	119%	106%	59%	44%	106%
	Br	<0,0050	no	ok	ok	ok	ok
mass content in ppm	**Hg**	0.69	316%	97%	33%	16%	13%

Table 1 : Chemical characterization of German Ash and its fractions

II. EXPERIMENTAL SET-UP

II.1. GENERAL DESCRIPTION

VERI has proposed a new design for E-dask process with still an electrochemical generation of acid and an electroseparation of metals but with a dissociation of the leaching step and electrochemical treatment. The electrochemical cell uses standard plate electrodes of large dimension (500cm²) to improve the extrapolation of results to large scale applications.

The ashes are introduced in a 1L-column with porous ends to prevent the ashes from running out. First the anolyte is recycled from a tank through the column thanks to a peristaltic pump (2-8 L/h) to dissolve part of the ashes and increase the conductivity of the solution. When the ashes dissolution is stabilized, the anolyte is sent in a second loop circulating from the same tank into the anodic compartment of the electrochemical cell thanks to a centrifuge pump (100L/h). Then the current rectifier is switched on to begin the electrochemical reaction. Acid is produced at the anode. As the anolyte recycles in the column, phosphorous and metallic elements dissolve. Cations may pass through the separator into the cathodic compartment, pH is regulated via acid (HCl 5M) injection to compensate the acid consumption due to the electroreduction of water and to prevent the precipitation of metals.

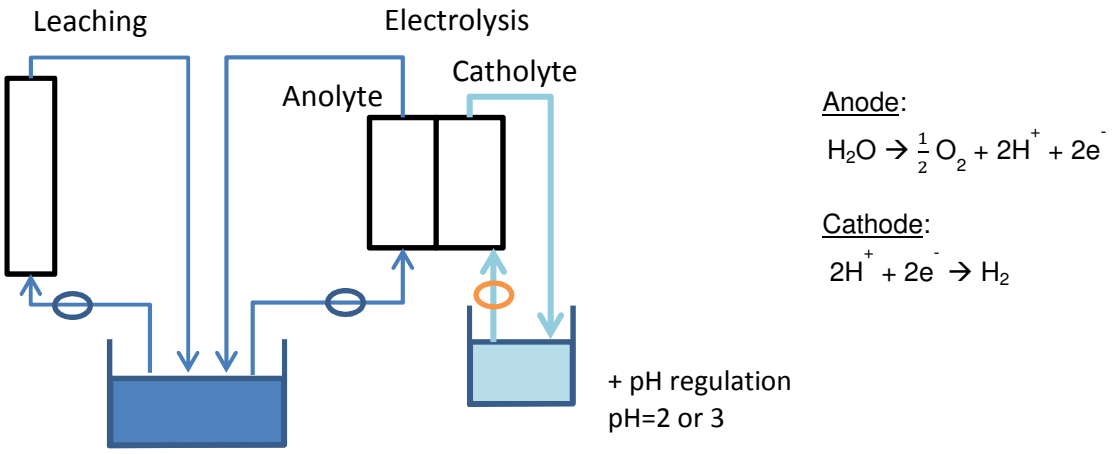


Figure 5: VERI process design

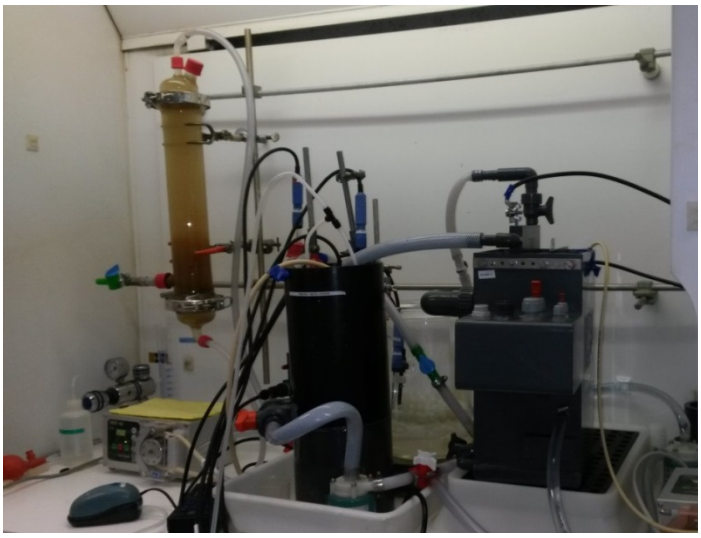


Figure 6: Laboratory setup

II.2. LEACHING STEP



Figure 7: Separation column

- 1 liter glass column with 2 sieves (at bottom and at the top)
- Sieve size : tests with 1-1.6 µm and 10 – 16 µm
- Pump capacity (4L/h, between 2 L/h and 8L/h)
- Measurement of pH, conductivity and redox at inlet (anolyte) and outlet of column.

II.3. ELECTROLYSIS CELL

- Electrolysis cell : Retec02 CP reactor
- Separator : Elramix
- Anode : DSA (Ti/IrO2-Ta2O5), mesh, 495 cm²
- Cathode : Stainless steel, plates, 828 cm²
- pH regulation of catholyte (tests at pH =2 and pH=3)
- Tanks for anolyte and catholyte recirculation to prevent gas accumulation
- Anolyte and catholyte recirculation: 100L/h and 600L/h resp.
- Current rectifier : Micronics 30A-30V
- Measurement of pH, conductivity and redox in catholyte and anolyte



Figure 8: Anode

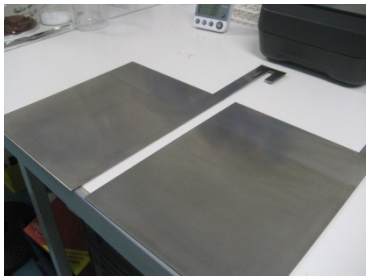


Figure 9: Cathodes

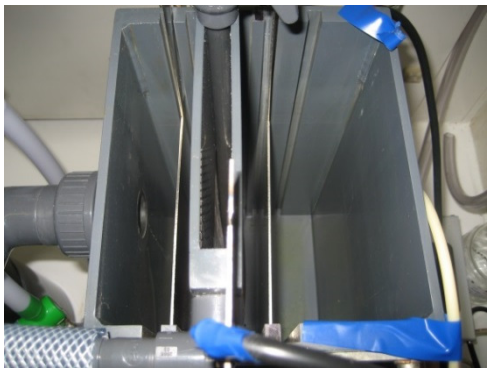
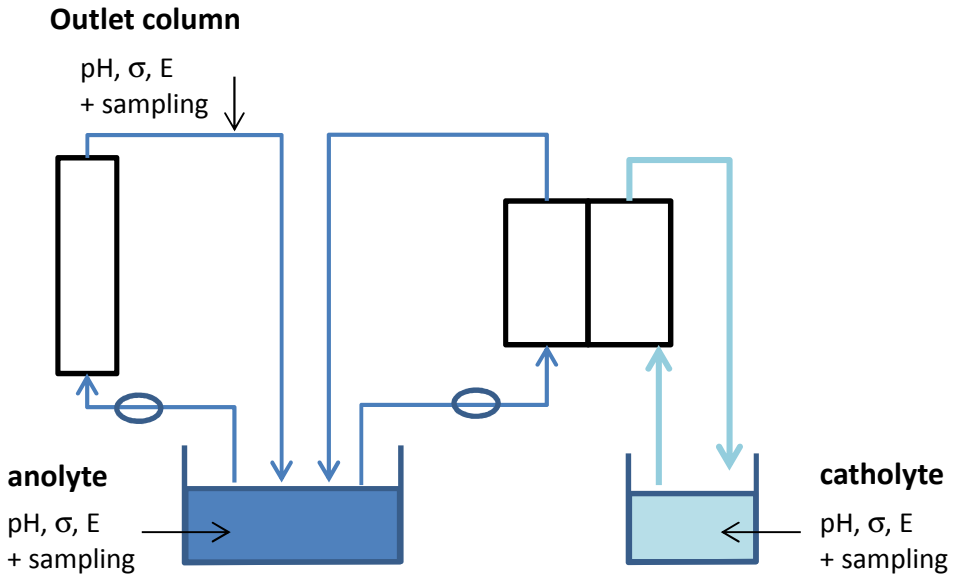


Figure 10: Retec 02 cell

II.4. MONITORING, ANALYSIS, CALCULATIONS



II.4.1. Monitoring

- pH and temperature are recorded automatically every minute at the inlet of the column, the outlet of the column and in the catholyte via pH sensor.
- Conduticvity is recorded automatically every minute at the inlet of the column and the outlet of the column. Conductivity in the catholyte is registered manually at sampling time.
- Redox (catolyte, entry and outlet of the column) are registered manually at sampling time.
- Intensity and potential are registered every minute.

II.4.2. Sampling and analysis

Samplings are done at the inlet of the column, the outlet of the column and the catholyte. Samplings are performed at the beginning (before ashes leaching) and at the end (shutdown of the generator) of the test. Intermediary samples are taken every 30 min to 60 min according to the duration of the test and the evolution of pH in the anolyte.
At each sampling time:

- 30 mL are collected for Iron, Aluminum and Phosphorus kit analysis (Fe : kit LCK21, Al : kit LCK 301, P : kits LCK 348, 349, 350)
- 35 mL are collected for analyses performed by CTP laboratory. Al, As, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, SO4, Si and Zn are analyzed with Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. Hg is analyzed by atomic absorption. Cl, Br and F are quantified by ion – exchange chromatography.

The amount of dry ash introduces in the leaching column is weighed ; at the end of the essay the ash residue is dry at 40°C for one day and weighed to obtain the dissolution rate of the ash.
Ashes characterization is achieved before essays. Ash residue are sampled at the end of each essay for the quantification of Al, As, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, SO4, Si, Zn, Hg, Cl, Br, F by CTP laboratory

II.4.3. Calculations

- H+ yield

The yield of H+ reaction indicates the proportion of protons electrochemically produced used for the leaching. If all protons are used for the leaching, then the same quantity of proton is to be injected in the catholyte for pH control. If some protons migrate from the anolyte to the catholyte, then it is seen by a decrease in the acid consumption in the anolyte.

$$Yield\ H^+(\%) = \frac{\text{quantity of H + consumed (mol)}}{\text{quantity of H + theoretically produced (mol)}}$$

Where: $\text{quantity of H + consumed} = \frac{mass\ (HCl) injected}{M\ (HCl)}$

$$\text{quantity of H + theoretically produced} = \frac{Q}{\mathcal{F}}$$

Q is the charge (A.s) and $\mathcal{F}$ the constant of Faraday (96485 C/mol)

- Ratio H+/P

$$\text{Ratio } H^+/\text{P} = \frac{\text{quantity of H + theoretically produced (mol)}}{\text{quantity of P leached in anolyte (mol)}}$$

- Metal leaching rates

$$\%\ of\ metal\ leaching = \frac{\text{Mass of Metal in anolyte (g)}}{\text{Mass of metal in ash (g)}}$$

$$\%\ of\ metal\ in\ catholyte = \frac{\text{Mass of Metal in catholyte (g)}}{\text{Mass of metal in ash (g)}}$$

$$\%\ of\ metal\ in\ ash\ residue = \frac{\text{Mass of Metal in ash residue (g)}}{\text{Mass of metal in ash (g)}}$$

For P, Al, Fe : ICP analysis for tests 1-6, kit analysis for tests 7 & 8.
Precipitation or reduction of metals at the cathode is not quantified and does not enter the mass balance. Besides, the amount of metals taken from the catholyte at each sample is not quantified either. The metals in the catholyte are then globally underestimated. However, this underestimation is limited (about 10%) because the volume of catholyte is large and the metal concentrations are low. On the contrary, in the anolyte, metals concentrations are relatively high and the volume is half the volume of the catholyte, therefore the mass balance includes the mass of metal taken out by sampling.

- Specific energy consumption

$$\text{Specific Energy (kWh/kg)} = \frac{\int U(t)I(t)\,dt/}{\text{mass of P released in anolyte (g)}}$$

Where: U is the tension anode-cathode (V)
I is the current intensity (A)
t is time (h)

III. RESULTS AND EFFICIENCY

III.1. PRELIMINARY TESTS : LIMITING CURRENT DETERMINATION

Polarization curves are drawn for several conductivities in the electrolytes, corresponding to the natural evolution of the conductivities in a 2-compartment electrolysis cell under water dissociation. The limiting current is not reached (no plateau is observed), which means that a current density higher than 40mA/cm² could be applied without diffusion limitation.

σ catholyte mS/cm	σ anolyte mS/cm
1.13	4.2
1.7	6.4
1.67	7.85
1.95	9.31
1.77	10.68

Table 2 : Catholyte and Anolyte conductivity

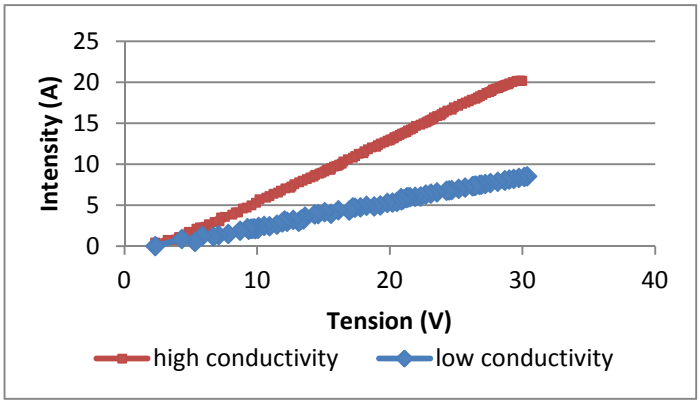


Figure 11: Polarization curves in NaCl solutions

III.2. SUMMARY OF TESTS CONDITIONS

The electrolytes are reused from one experiment to the next one when possible. Current densities from 10mA/cm² to 40mA/cm² are tested. The mass of ashes treated varies from 30g to 160g. In the first tests, pH in the catholyte is regulated at 3. It is changed to pH 2 after 4 tests.
Table 2 presents the experimental conditions tested.

Table 3 : Summary of tests conditions

	Essay 1	Essay 2	Essay 3	Essay 4	Essay 5	Essay 6	Essay 7	Essay 8
Ash	German Ash	German Ash	German Ash	German Ash	German Ash	French Ash	German Ash	German Ash
Mass of ash (g)	162	122	125	60	65	60	30	30
Column mesh size	1µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm
Electrolytes	New (milliq water)	From previous essay	From previous essay	From previous essay	From previous essay	New (milliq water)	New (milliq water)	From previous essay
Anolyte initial Volume (L)	2.5	4	4.4	4	4	4	3.5	3.5
Catholyte initial volume (L)	8	8	8	8	8	8	8	8
Catholyte regulation pH	3	3	3	3	2	2	2	2
L/S	15	33	32	67	67	67	133	133
I max (A)	20	6.1	12.5	12.5	12.5	12	5	5
j max mA/cm²	40	12.2	25	25	25	24	10	10

III.3. EVOLUTION OF THE PHYSICAL PARAMETERS

For each essay pH, temperature, conductivity, current intensity and tension are recorded. These parameters follow globally the same evolution in all tests. Graphic of essay 3 is displayed as an example below.

At the beginning, the anolyte is recirculated in the column without any current in the electrolysis cell (here during the first 50min) Therefore the ashes dissolve for 15min, hence the increase in pH and conductivity in the outlet of the column. When the pH in the inlet and outlet of the column are equal, the system is stabilized and the current rectifier is switched on. From this moment on, temperature and conductivities of both electrolytes increase. After 30min of electrolysis, the conductivities are high enough to allow the rectifier to deliver 12A and the tension between anode and cathode begin to decrease, from 30V until 15V at the end of experiment 3. The small variations of tension are directly linked to the catholyte pH regulation. During the electrolysis, pH at the inlet and oulet of the column slowly decrease until pH 1 is reached and the experiment is stopped.
Remark: the quick peaks of decrease of catholyte temperature and increase of tension are due to a voluntary addition of water in the catholyte (to balance the water migration).

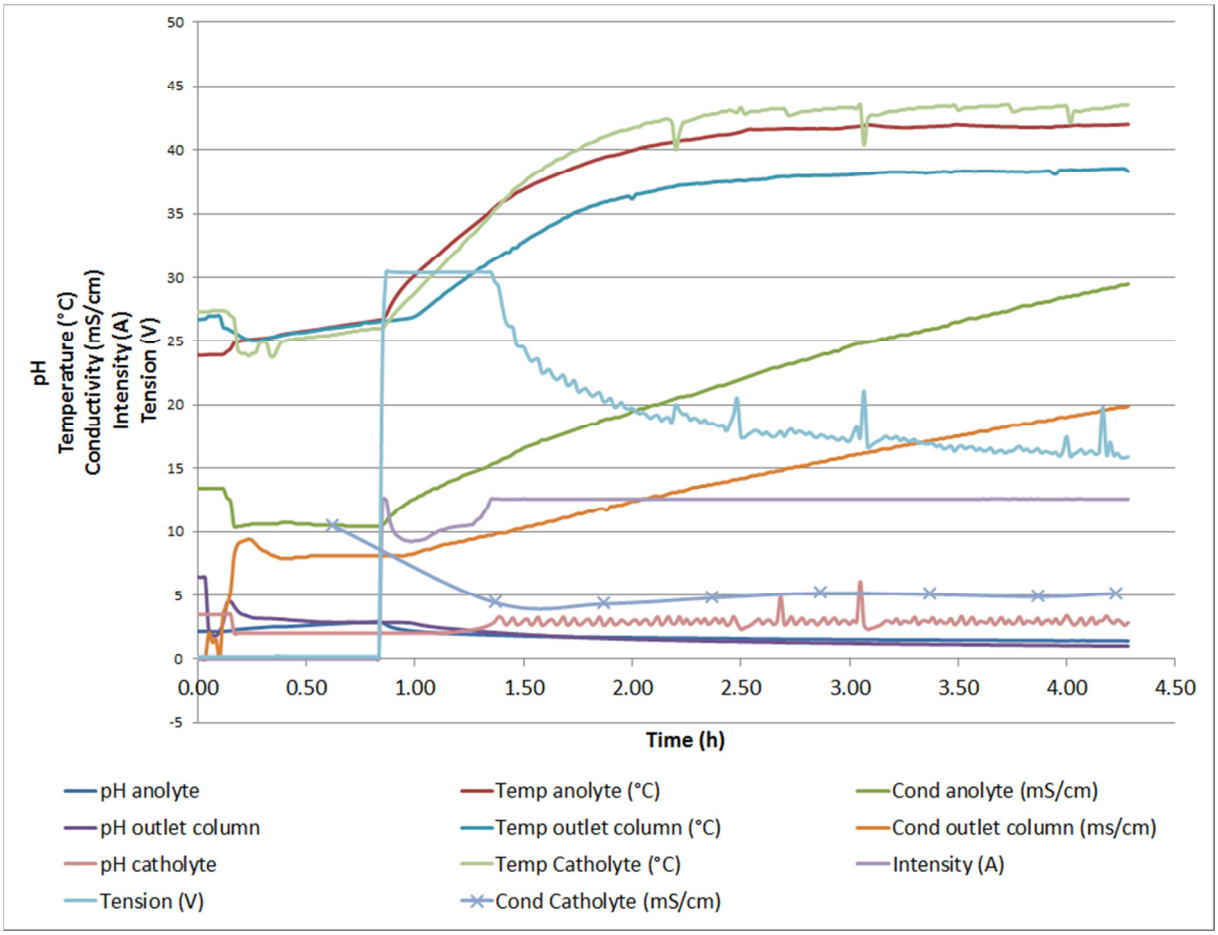


Figure 12: Example of results (test 3)

III.4. RESULTS

III.4.1. Main results overview

The main results with VERI design of E-dask process are presented in Table 4.

	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
Ash	German Ash	German Ash	German Ash	German Ash	German Ash	French Ash	German Ash	German Ash
Mass of ash (g)	162	122	125	60	65	60	30	30
Column mesh size	1µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm	10µm
Electrolytes	New (milliq water)	From previous essay	From previous essay	From previous essay	From previous essay	New (milliq water)	New (milliq water)	From previous essay
Anolyte initial Volume	2.5	4	4.4	4	4	4	3.5	3.5
Catholyte initial volume	8	8	8	8	8	8	8	8
Addition of NaCl (g/L)	1.25	0.88	0.38	0	0	0.88	0	2.7
Catholyte regulation pH	3	3	3	3	2	2	2	2
L/S	15	33	32	67	67	67	133	133
I max (A)	20	6.1	12.5	12.5	12.5	12	5	5
j max mA/cm²	40	12.2	25	25	25	24	10	10
Electrolysis duration	03:00	03:08	03:25	01:45	05:20	06:40	06:00	05:15
Ash dissolution	/	19%	41%	41%	50%	56%	45%	48%
pH max (anolyte – inlet of column)	11.4	11.2	2.9	1.9	1.7	4.1	3.5	1.7
Final pH (anolyte – inlet of column)	1.4	1.7	1.4	1.4	0.9	1.3	1.4	1.4
pH max (anolyte - outlet of column)	12	12	6.4	2.8	2.2	8.9	9.7	2
Final pH (anolyte - outlet of column)	11.1	1.5	1	1	0.9	1.4	1.3	1.3
Final σ anolyte - inlet (mS/cm)	16	16.4	29.1	32.6	67.8	26.9	23.5	25.4
Final σ anolyte - outlet (mS/cm)	1.6	10.14	20.10	23.50	53.60	20.40	17.66	19.87
Final σ catholyte (mS/cm)	3.78	10.87	5.13	6.27	10.07	4.41	4.09	5.70
% of leaching P	0	22%	43%	50%	58%	103%	73%	69%
% of leaching Fe	0	1.00%	4%	4%	7%	22%	6%	6%
% of leaching Al	0	12%	36%	31%	41%	56%	51%	41%
% of Al ; Fe transferred in Catholyte (/ Al ; Fe total in ash)	0	0.6% ; 0.4%	1.0 % ; 0.0%	7.0% ; 0.0%	7.3% ; 0.5%	1.8% ; 1.8%	0.6% ; 3.0%	0.3% ; 0.0%

	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
Yield H+ (H^+_HCl / H^+_electrolysis)	45%	103%	68%	74%	66%	68%	55%	56%
ratio H+ (th) /P	/	8.3	8.7	8.9	17.7	10.9	15.2	13.5
Energy consumption kWh/kg P	/	112	153	172	187	250	207	230
Troubleshooting / comments	- Clogging of 1 µm meshes, bad circulation of anolyte, and high pressure in column => test stopped	- Good circulation of anolyte in leaching column. - Small leaching of P => need to increase reaction time.	- Precipitation / deposition of metals on cathodes observed	- Difficulty to decrease anolyte pH (transfer H+ to catholyte) => need to decrease pH regulation of catholyte to pH = 3.	- Catholyte regulation at pH=2 ease the decrease of pH of anolyte	- Breakage of meshes (Clogging), ashes in electrolytes - high voltage/low current, degradation of separator. - High transfer of water from catholyte to anolyte - Good leaching of P, Al and Fe according 2016 leaching tests in beaker.	- Use of a new separator - Limited leaching of P	- Bad circulation of current: scaling or degradation of separator, - High transfer of water from catholyte to anolyte

Table 4 : Conditions and main results of laboratory tests

III.4.2. Set-up limitations

III.4.2.1 Initial electrolytes & salt addition

Addition of NaCl (1g/L) in the catholyte is necessary initially (when milliQ water is used as electrolyte) to increase the conductivity at the beginning of the test (initial 0.5mS/cm). Otherwise current can't be applied. Quick increase of conductivity in the anolyte due to ash dissolution >3mS/cm is observed after 30min recycling, therefore no salt addition is needed in the anolyte.

III.4.2.2 Temperature

Temperature in the system increases quickly to reach around 40°C with a current density of 25 mA/cm². Temperature will need to be controlled at an industrial scale.

III.4.2.3 S/L separation & electrochemical separator

- Solid/Liquid Separation technique:

1 µm meshes size

1 µm meshes are tested on German Ash L: it induces a very high pressure with a difficult circulation of anolyte into the column (essay 1). The ashes solid bed expands (x2) but they are not correctly fluidized, dramatically limiting the ashes leaching.

10 µm meshes size

10µm meshes are tested and give good results on German Ash L (essay 2,3,4,5): no clogging and good flow into the column (~4L/H). However the fact that the leaching efficiency is not maximal in tests 2 to 4 may be linked to the moderate fluidization of the ash in the column. The geometry of the column should probably be improved (and will depend on the ash to treat).

10 µm meshes are then used to treat the French ash and were completely clogged by small particles; meshes were broken by the important increase of pressure during the test 6, dispersing ashes in the anolyte.

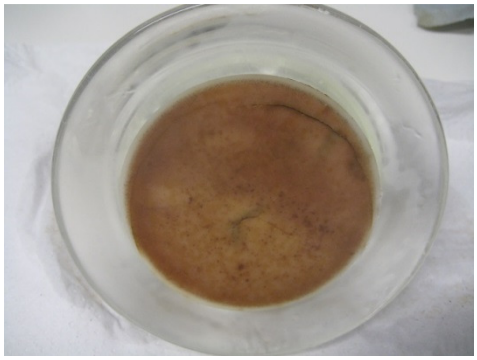


Figure 13: Mesh breakage



Figure 14: Anolyte samples in test 6 with ashes in suspension

Tests are not run with a preliminary removal of the fine particle (<10µm) from the ashes, because the leaching during the tests will also produce fine particles. So a preliminary removal will only postpone the moment when the issue is faced.

Liquid/solid separation can be done in laboratory with column and meshes but the technology cannot be performed at industrial scale (clogging with some ashes), other technology must be implemented. As can be seen with German ash and French ash, ashes can have very different behaviors so it will be necessary to evaluate the efficiency of the separation technique with several ashes.

- Electrochemical separator & Migration of water

Due to the increasing gap between the ionic force of the anolyte and of the catholyte, water migrates through the separator (1 to 2L). Water loss that is attributed mainly to evaporation, and water dissociation in a lesser extent, is evaluated at about 500mL in each compartment, depending on the experiment duration.

	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
Electrolysis duration	03:08	03:25	01:45	05:20	06:40	06:00	05:15
I max (A)	6.1	12.5	12.5	12.5	12	5	5
Final σ anolyte - inlet (mS/cm)	16.4	29.1	32.6	67.8	26.9	23.5	25.4
Final σ catholyte (mS/cm)	10.9	5.1	6.3	10.1	4.4	4.1	5.7
$V_{end} - V_{ini}$ anolyte (L)	**0.6**	**1.7**	**0.8**	**2.0**	**4.7**	**1.1**	**3.2**
$V_{end} - V_{ini}$ catholyte (L)	**- 1.8**	**- 2.5**	**- 1.8**	**- 2.6**	**- 5.8**	**- 2.5**	**- 4.9**
water loss (L)	1.3	0.8	0.9	0.6	1.1	1.5	1.7

Table 5 : Migration of water during essays

Moreover, it is observed that the separator undergoes scaling, probably due to fine ashes particles. In that case, the osmotic pressure increases in the anodic compartment and favors water migration (clearly visible in Tests 6 and 8).

The separator scaling is revealed by a change in the tension between anode and cathode with standardized electrolytes (water acidified at pH 3). Before the tests with ashes, the tension with these electrolytes is 16V for 6A. After the test 8, it is already 30V (maximum) and the maximum intensity delivered is only 4A (limitation due the maximum tension). After cleaning the separator, the initial voltage/current is again observed in the standardized electrolytes.
The tension rise indicates the presence of scaling.

Figure 15 illustrates the deposit recovered from the separator after cleaning.



Figure 15: separator cleaning solution

III.4.3. Phosphorus recovery & purification

III.4.3.1 P recovery

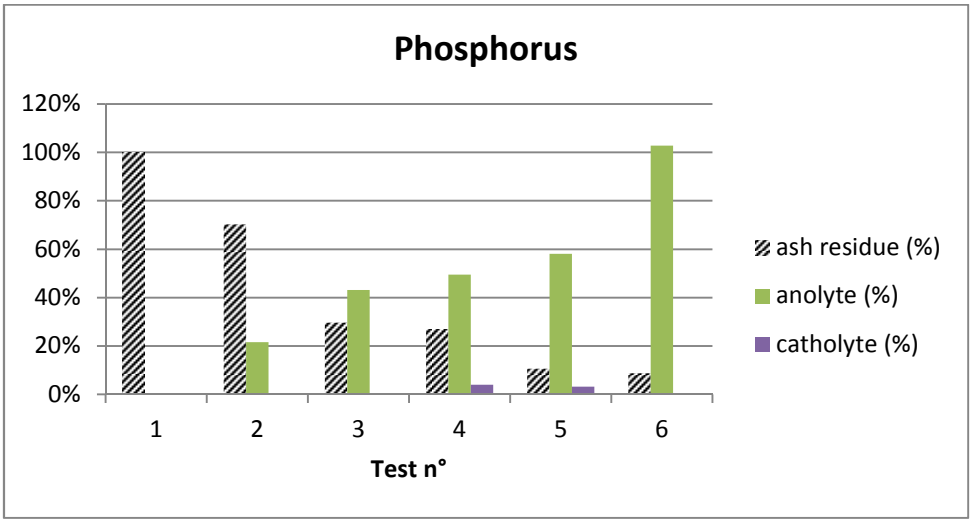


Figure 16: Recovery of phosphorus

- Impact of the quality of the ash suspension

P is not leached during test 1, due to the insufficient recycling of the anolyte in the column. It is also noticeable between test 1 or 2 (with normal sieves at the column but little flowrate through the column) and test 6 (with broken sieves and ashes in the whole anolyte) that the ashes fluidization has a major impact on the P leaching (P leaching rate from 20% to 100%).
In the same way, high liquid to solid ratio L/S is more likely to favor the ash suspension and lead to a quantitative leaching of phosphorus.

- Impact of the final pH

Between Tests 2 and 5, the final equilibrium pH in the anolyte and the duration of the experiment is adjusted to improve the P leaching (from about 20% to 60%). The test should not be stopped before the pH and P concentration at the column outlet are equal to the values at the column inlet to ensure that equilibrium is reached. A pH below 1.5 is sufficient to leach more than 80% of P from the ash (Test 6), on condition that the ash suspension is correct. However, a final pH of 1.5 in the anolyte may be difficult to reach if the catholyte is controlled at pH 3 because of H+ migration from the anolyte to the catholyte. That is why the pH control in the catholyte is changed to pH 2 from Test 5.

- Impact of electrolytes reuse

The same electrolytes can be used for the leaching of several batches of ashes. This allows the concentration of phosphorus over essays in anolyte and helps the leaching step as the electrolytes are already at low pH. The maximum P concentration is obtained after Test 5 with about 3 gP/L. Higher concentrations could be obtained if lower L/S ratio is used and with a higher number of electrolytes reuse. However with increasing reuse, migration/diffusion of ions from the anolyte to the catholyte increases, including P ions (via metal-phosphorus complexes probably). For example in test 5, P in the catholyte represents 5% of the initial P content in the ashes.

- Comparison of the leaching efficiency

In previous lab-tests (2016 – with L/S=10, HCl direct addition), the quantity of acid needed to leach 1 mol of P was estimated to 4-5 molH+/molP for P recovery >80%. Here the results show consumption between 8 and 20 molH+/molP. The highest value is obtained with a final pH of 0.9 compared to pH 1.4 for the other tests. The consumption is about twice higher in the same conditions. It can be due to the inefficient fluidization that limits the P leaching despite the available H+, as well as to the higher L/S ratio (30 to 130 compared to 10).

	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
L/S	33	32	67	67	67	133	133
Electrolysis duration	03:08	03:25	01:45	05:20	06:40	06:00	05:15
Final pH (anolyte – inlet of column)	1.7	1.4	1.4	0.9	1.3	1.4	1.4
Yield H+ (H^+_HCl / H^+_electrolysis)	103%	68%	74%	66%	68%	55%	56%
ratio mol H+ /mol P	8.3	8.7	8.9	17.7	10.9	15.2	13.5

Table 6: Data on H+ consumption

III.4.3.2 Removal of heavy metals (HM) for P purification

- HM leaching and repartition in anolyte/catholyte

Aluminium and Iron leaching is consistent with the percentage of phosphorus leached and with leaching tests performed in beaker in 2016 (35% and 5% respectively at final pH 1.5). However the transfer to catholyte is very low, the major part of these metals remains in the anolyte. These results are coherent with DTU observation: the transfer of metals is efficient with high pH of anolyte (~11) and not with low pH, when the proton transfer is predominant over heavy metals migration. However, the concentration of metals increases at each electrolyte reuse. Test 2-6 highlights that the migration is eased after several catholyte reuse, especially for aluminum, calcium and magnesium. Little iron is dissolved in the anolyte and its migration to the catholyte is not observed. It may have happened if more electrolyte reuse had been done.
No significant impact of the current density or other test parameters on the heavy metals separation is highlighted in our tests.

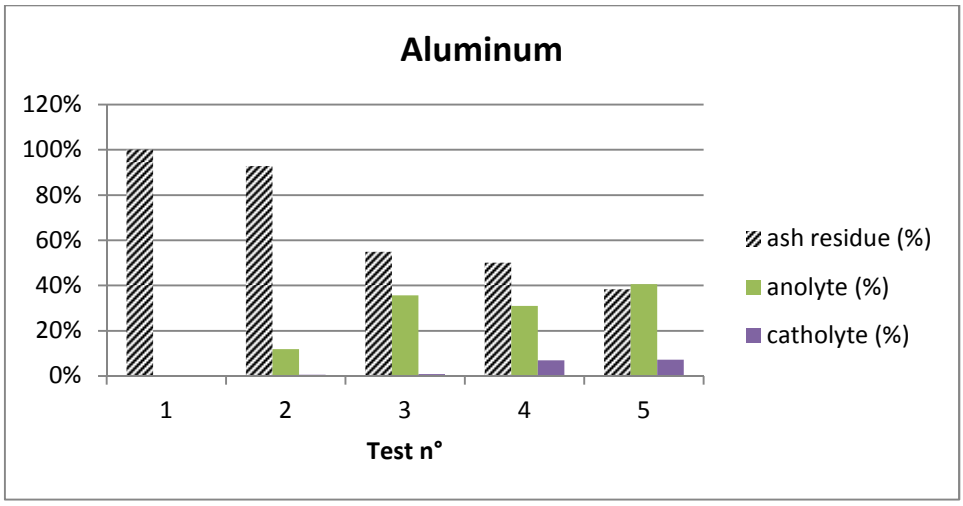


Figure 17: Recovery of Aluminum

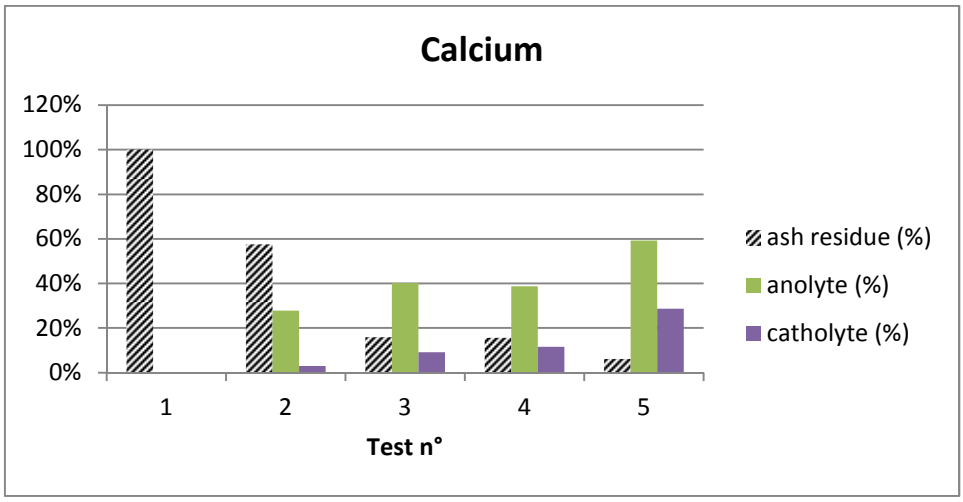


Figure 18: Recovery of Calcium

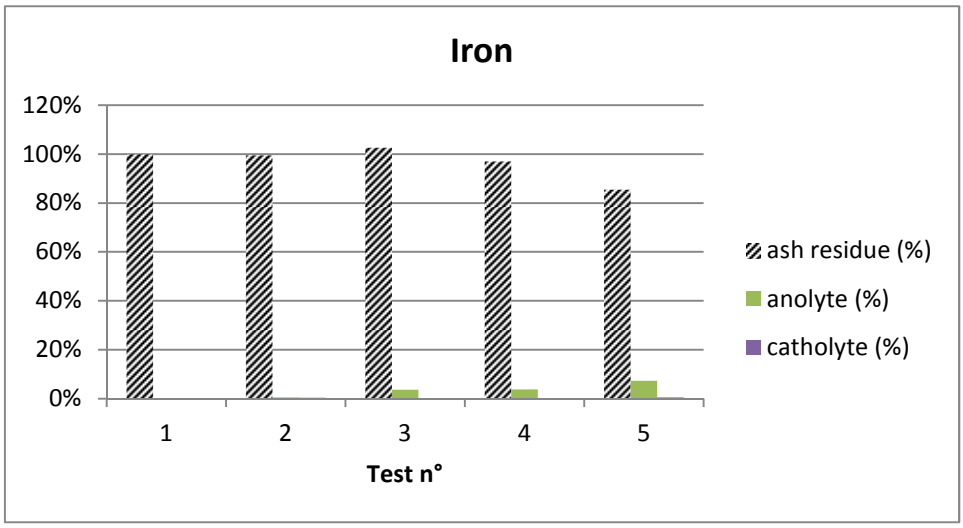


Figure 19: Recovery of Iron

Figure 17**,** Figure 18 and Figure 19 point out the repartition of aluminum calcium and iron after the tests.

NB : The mass balance is generally good at 20%. Uncertainties are growing along with the number of reuse because the quantity of element that is leached at each reuse becomes a smaller and smaller part of the total concentration of the element in solution. In addition to that, precipitation or reduction of metals at the cathode is not quantified and does not enter the mass balance. Therefore the mass calcium, which is partly deposited at the cathode, is less balanced than the other metals.
Besides, the amount of metals taken from the catholyte at each sample is not quantified either. The metals in the catholyte are then globally underestimated. However, this underestimation is limited (about 10%) because the volume of catholyte is large and the metal concentrations are low. On the contrary, in the anolyte, metals concentrations are relatively high and the volume is half the volume of the catholyte, therefore the mass balance includes the sampling.

- P purification

Phosphorus in the anolyte is purified compared to phosphorus in ash: the mass ratios P/Al and P/Fe are improved by the treatment by a factor of 2 and 5-to-10 respectively, depending on the ash.

	German Ash		French Ash	
	Ash	Test 4	Ash	Test 6
Mass ratio P/Al (g/g)	5	9	1.5	3
Mass ratio P/Fe (g/g)	0.7	7	2	10

Table 7 : Ratio P/Al and P/Fe in ashes and anolytes

These conclusions are also true for other metals. The distribution of metals after leaching is presented for Test 6 (Figure 20). This essay shows a complete leaching of phosphorus. Most metals remain in the anolyte after leaching; nevertheless the ratio P/HM is improved in anolyte compared to ash as the leaching rate is better for phosphorus than for HM.

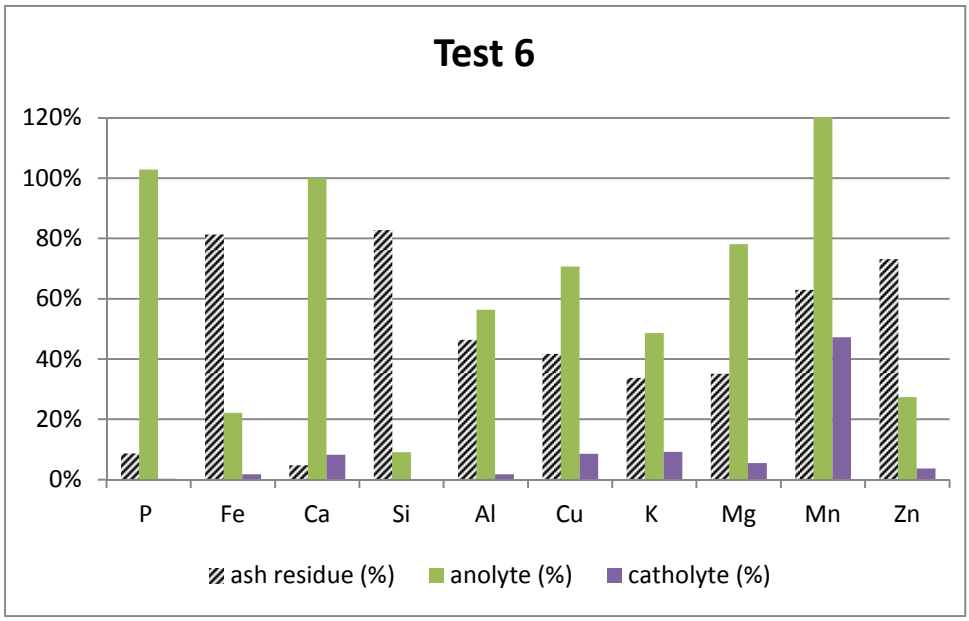


Figure 20: Distribution of metals after leaching in essay 6 (% of metal / quantity in ash before leaching)

Quantification of Cr, Ni, Pb in catholyte and anolyte is not possible (< limit quantification) but the analysis of ash residue show that these metals seem to remain in the ash residue (Figure 21). The analysis of Cd is under the limit of quantification in the ash and in the ash residue, so it is not shown.

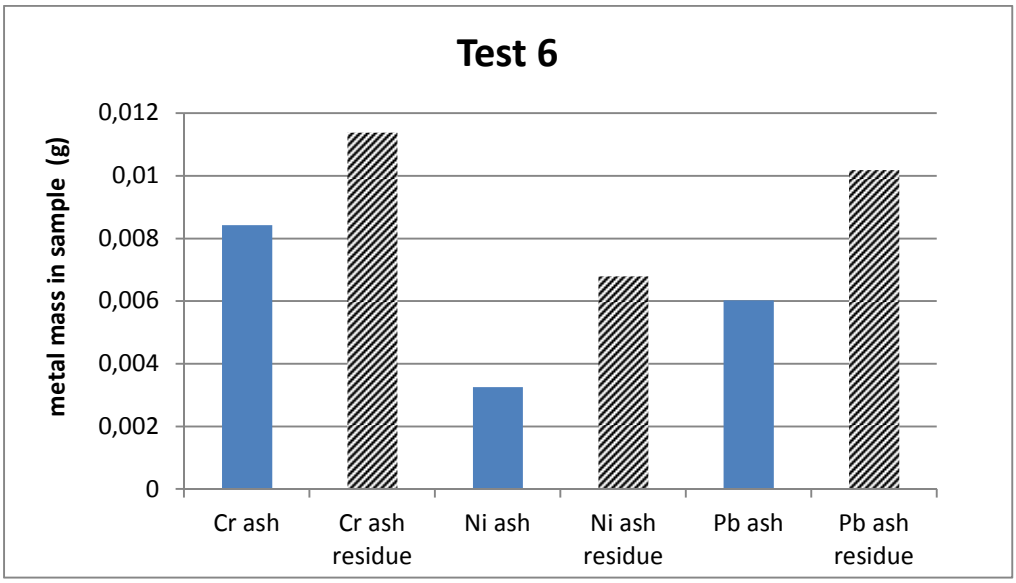


Figure 21: Distribution of Cr, Ni, Pb in Test 6

III.4.4. Specific energy consumption

Energy consumption is directly linked to the tension of the electrochemical cell and the faradic yield of the reaction. Here the main electrochemical reaction is the production of acid by water oxidation, which can be considered to have 100% yield. Yet all protons created are not used for P leaching. So the yield of H+ consumption for P recovery also enters in the specific energy consumption.

	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
L/S	33	32	67	67	67	133	133
Electrolysis duration (hh :mm)	03:08	03:25	01:45	05:20	06:40	06:00	05:15
Current intensity (A)	6.1	12.5	12.5	12.5	12	5	5
Yield H+ (H^+_HCl / H^+_electrolysis)	103%	68%	74%	66%	68%	55%	56%
Final σ anolyte - inlet (mS/cm)	16	29	33	68	27	24	25
Final σ anolyte - outlet (mS/cm)	10	20	24	54	20	18	20
Final σ catholyte (mS/cm)	11	5	6	10	4	4	6
Energy (kWh/kg P)	112	153	172	187	250	207	230

Table 8: Sum up of experimental results linked with energy consumption

- Yield H+

HCl is injected in the catholyte for pH regulation. In most cases the quantity of H+ produced by electrolysis is a bit higher than the quantity of H+ injected in the system via HCl. This highlights the H+ migration from the anolyte to the catholyte H+ migration corresponds to a loss of reagent for the ash leaching, thus decreases the global yield of the reaction.



According to the tests (in particular Test 2 and Test 8), it seems that the L/S ratio has an impact on the H+ yield. With L/S ratio of 133, the yield is only 55% whereas with lower ratio (33 and 66) the yield is above 66%. The more concentrated the ashes are, the more likely protons will interact with the ashes.
It also seems that low current intensity favor a good reaction yield: between Test 2 and Test 3, the current intensity is increased twice, and the yield is decreased from 100% to 68%.

- Tension:

At the beginning of a test, the tension is particularly high due to the low conductivity of the electrolytes, despite the small addition of salt in the catholyte (>20V).
The initial conductivities of the electrolytes increase with the number of electrolyte reuse. It was expected to help the tension to decrease with the number of cycles. The conductivity of the catholyte is quite stable, due to the limited impact of the ions migration and HCl injection in the catholyte, but anolyte conductivity is greatly increased by salt dissolution (3 to 60mS/cm between Test 1 and Test 5). However the impact on the tension is not observed (final tension between 10V and 20V). It is assumed that the benefit from the conductivity increase is hidden by the progressive scaling of the electrolytic separator.
Besides, tension is linked the current density delivered in the system. Although a higher current density means a higher tension, it is often necessary to obtain a compact treatment unit because it enables the reduction of the electrochemical cell size.

- Specific energy consumption:

A good yield H+ and a low tension are the main parameters to obtain low energy consumption. But good P leaching, which means an appropriate reaction pH and a good ash suspension, will participate in the specific energy calculation (energy per mass of P leached).

In all tests, with current densities applied between 12 and 25 mA/cm² and a ratio L/S between 33 and 67, the specific energy consumption is around 150 kWh/kg P (= 15kWh/kg ash treated).
When scaling appears on the separator, the energy consumption rises immediately to more than 200kWh/kg P due to the tension rise.
With good conditions (no scaling, several electrolytes reuse, low L/S ratio, low current density), the energy can be lowered. The additional tests (n° 7 & 8) dedicated to energy consumption improvements are not satisfying due to the quick scaling of the separator. So here the minimum value obtained is about 100kWh/kgP.
A better leaching modus operandi would be necessary to decrease this value.

III.5. CONCLUSIONS

- Phosphorus leaching

The tests point out that the main conditions for good leaching of P are:

- A good suspension of ashes
- Equilibrium must be reached between the column inlet and outlet: similar concentrations of phosphorus and pH below 1.5.
- Catholyte pH regulation at pH 2 to keep H+ in the anolyte (difficulty to decrease anolyte pH below 1.5 with catholyte regulation à pH=3).
- low L/S ratio to increase the efficiency of H+ consumption

Yet, the new VERI design leads to limited phosphorus leaching (max 70%, when the Business Case set a target at 80%), below the results obtained in 2016 at the lab, because the ash fluidization is not efficient enough.

The purity of the phosphorus in the anolyte is improved by the selectivity of the leaching and the heavy metals migration in the catholyte. The migration is effective after several electrolytes reuse, when the heavy metals are concentrated enough in the anolyte. The mass ratio P/Fe goes from about 1 in the German and French ash to about 10 in the final anolytes. The mass ratio P/Al is improved by a factor 2 in both ashes.

- Specific energy consumption

The tests point out that the main conditions for low specific energy consumption are:

- Reuse of the electrolytes: it enables a rise in conductivity (hence a lower tension)
- Low L/S ratio: it increases the H+ yield and the should also increase the conductivities of the electrolytes
- Efficient P leaching

Nonetheless, the separator scaling is the main phenomenon that impacts the tension between anode and cathode, hence the energy consumption. With a severe scaling of the separator, the specific energy consumption reaches more than 200kWh/kgP. In more normal tests, it reaches around 100 kWh/kg P. If scaling had not occurred, lower values would have been reached.

CONCLUSION

The principles of the process that are P leaching and P/heavy metals separation with 2 dissociated steps is validated through the tests. Meanwhile the implementation of the process is not good enough to reach the objective of 80% P recovery and specific energy consumption about 10kWh/kg P. The ash suspension and the ash separation must be improved while keeping in mind the feasibility of a scaling up for industrial installations.

	Units	Lab 2015-2016, DTU	Lab 2017, VERI
Ashes used		Danish (Avedøre)	German
Main test conditions		L/S=10, 50mA 1mA/cm²	L/S=30-130 5-13A 10-25mA/cm²
P recovery yield	%P recovered	80%	70%
Selectivity *	Gain in P/Al and P/Fe ratios	Factor 2 to more than 10	Factor 2 to 10
HCl consumption	mol HCl/mol P	ND	10-20
E consumption	kWh/kg P	10-20	100 - 200
E consumption	*kWh/kg Ash*	*0.8-1.6*	*12-24*
volumetric productivity	kg/d/m²	0.72	3-20

*Selectivity= Gain in P/Al and P/Fe ratios between the initial ash and the anolyte

Water Research 204 (2021) 117554

Contents lists available at ScienceDirect

Water Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/watres

From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation

Maria Faragò [a,*], Anders Damgaard [b], Jeanette Agertved Madsen [c], Jacob Kragh Andersen [c], Dines Thornberg [d], Mikkel Holmen Andersen [e], Martin Rygaard [a]

[a] Department of Environmental Engineering, Water Technology and Processes, Technical University of Denmark, Bygningstorvet, Building 115, Lyngby 2800, Denmark
[b] Department of Environmental Engineering, Circularity and Environmental Impact, Technical University of Denmark, Bygningstorvet, Building 115, Lyngby 2800, Denmark
[c] EnviDan A/S, Fuglebækvej 1A, Kastrup 2770, Denmark
[d] BIOFOS, Refshalevej 250, København K 1432, Denmark
[e] Unisense, Tueager 1, Aarhus N 8200, Denmark

ARTICLE INFO

Keywords:
Pollution control
Nutrients recovery
Biomethane
EASETECH
Added value
Abatement costs

ABSTRACT

To reduce greenhouse gas emissions and promote resource recovery, many wastewater treatment operators are retrofitting existing plants to implement new technologies for energy, nutrient and carbon recovery.

In literature, there is a lack of studies that can unfold the potential environmental and economic impacts of the transition that wastewater utilities are undertaking to transform their treatment plants to water resource recovery facilities (WRRFs). When existing, literature studies are mostly based on simulations rather than real plant data and pilot-scale results. This study combines life cycle assessment and economic evaluations to quantify the environmental and economic impacts of retrofitting an existing wastewater treatment plant (WWTP), which already implements energy recovery, into a full-scale WRRF with a series of novel technologies, the majority of which are already implemented full-scale or tested through pilot-scales. We evaluate five technology alternatives against the current performance of the WWTP: real-time N_2O control, biological biogas upgrading coupled with power-to-hydrogen, phosphorus recovery, pre-filtration carbon harvest and enhanced nitrogen removal. Our results show that real-time N_2O control, biological biogas upgrading and pre-filtration lead to a decrease in climate change and fossil resource depletion impacts. The implementation of the real-time measurement and control of N_2O achieved the highest reduction in direct $CO_{2\text{-eq}}$ emissions (-35%), with no significant impacts in other environmental categories. Biological biogas upgrading contributed to counterbalancing direct and indirect climate change impacts by substituting natural gas consumption and production. Pre-filtration increased climate change reduction by 13%, while it increased impacts in other categories. Enhanced sidestream nitrogen removal increased climate change impacts by 12%, but decreased marine eutrophication impacts by 14%. The reserve base resource depletion impacts, however, were the highest in the plant configurations implementing biological biogas upgrading coupled with power-to-hydrogen. Environmental improvements generated economic costs for all alternatives except for real-time N_2O control. The results expose possible environmental and economic trade-offs and hotspots of the journey that large wastewater treatment plants will undertake in transitioning into resource recovery facilities in the coming years.

1. Introduction

Only a decade ago, wastewater was considered a serious environmental and health problem, while it is now increasingly valued as a resource in many parts of the world (Larsen, 2015; Mo and Zhang, 2013; Van Der Hoek et al., 2016). Wastewater is rich in nutrients, and when discharged untreated into receiving water bodies, severe eutrophication problems can occur. Additionally, efficient biological treatment processes demand energy, and incomplete nitrification/denitrification can lead to unwanted emissions of the potent greenhouse gas nitrous oxide (N_2O), 265 times more powerful than CO_2 (Myhre et al., 2013).

The role of wastewater treatment plants (WWTPs) currently

* Corresponding author.
E-mail addresses: mfar@env.dtu.dk (M. Faragò), mryg@env.dtu.dk (M. Rygaard).

https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554
Received 5 May 2021; Received in revised form 23 July 2021; Accepted 9 August 2021
Available online 13 August 2021
0043-1354/© 2021 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

transforms from removal of nitrogen (N), phosphorus (P) and organic materials, into integrated resource recovery and pollution control. The majority of the removed phosphorus and part of the removed nitrogen ends up in residual wastewater sludge, which is therefore important to valorise when moving towards wastewater treatment integrated with resource recovery. There are many ways of valorising the sludge, e.g. through anaerobic digestion to produce biogas, and subsequent use of the degassed sludge as fertiliser on soil (Morero et al., 2017; Pfluger et al., 2019). However, high levels of heavy metals in sludge may limit its applicability as a fertiliser (Jensen and Jepsen, 2005). Consequently, four major Danish WWTPs incinerate degassed sludge and dispose of its ashes in landfills. Worldwide, technologies are now being developed for energy recovery (biogas, electricity, heat) and for recovering phosphorus (e.g. Hukari et al., 2016), heavy metals and sand from sludge ashes, to recycle P in its mineral form and reduce the consumption of conventional feed phosphate, chemicals, and silica sand, respectively (EasyMining, 2020).

Due to these benefits, the circular economy is high on the agenda of wastewater utilities, and it is believed to be the right strategy for reaching resource-, energy- and CO_2-neutrality (e.g. Danish EPA, 2020; SMART-Plant, 2021). Hence, major Danish wastewater utilities aim to retrofit their WWTPs into water resource recovery facilities (WRRFs), such as the VARGA project in Copenhagen (BIOFOS, 2021).

Increasing circularity and reducing environmental impacts require investments and may decrease economic value for affected stakeholders. Resource recovery technologies may also produce environmental burden shifts, i.e. decreasing GHG emissions, while increasing the effects of other environmental impact categories. Hence, holistic assessments are needed.

Researchers currently use life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC) to quantify the environmental and economic impacts of conventional wastewater treatment (e.g. Mcnamara et al., 2016; Niero et al., 2014), and a best practice guide has been published (Corominas et al., 2020). Lorenzo-Toja et al. (2016) used LCA and LCC to provide an eco-efficiency assessment (ISO 14045, 2012) of 22 conventional Spanish WWTPs.

Our review of recent existing studies on the subject (Table 1) illustrates that authors with few exceptions (Tian et al., 2020) have approached the problem either from an environmental (Delre et al., 2019; Fang et al., 2016; Guven et al., 2018; Hao et al., 2019; Kehrein et al., 2020; Pradel and Aissani, 2019) or an economic viewpoint (Boiocchi et al., 2017; Riley et al., 2020). To our knowledge, the majority of economic and environmental assessments of resource recovery facilities have been based on literature studies (e.g. Hao et al., 2019) or pilot- and lab-scale experiments (Guven et al., 2018; Pradel and Aissani, 2019).

Tian et al. (2020) carried out a combined economic and environmental assessment of a full-scale WRRF including thermal energy recovery from effluent, the pyrolysis of sludge and combined heat and power generation. The study focused on a state-of-the-art North American WWTP and covered the full life cycle, albeit without considering methane losses and laughing gas emissions from the plant. The study built upon proposed design scenarios and not the actual implementation.

Due to the numerous options for retrofitting WWTPs, we hypothesise that the true impacts of resource recovery facilities need to be uncovered from several real-life and full-scale retrofitting cases. Therefore, as a novelty, we provide a combined environmental and economic assessment of technological advancements on an existing state-of-the-art, energy-efficient WWTP. By 2025, the plant will be a full-scale energy and resource recovery facility that valorises waste by-products and reduces GHG emissions. Retrofitting covers five alternatives to recover nutrients and energy, and reduce emissions, compared to a business-as-usual baseline WWTP in 2025. The novelty of our study relies therefore not only on the combined environmental and economic assessment of integrated resource recovery and pollution control measures but also on the reduced uncertainty in the data input that are mostly based on real plant data and pilot-scale results. Our results provide insights into the potential hotspots and trade-offs that come as a consequence of a new benchmark for efficient wastewater management.

The study aims to answer four important research questions:

- Is the transition from currently operating WWTPs to WRRFs environmentally and economically sustainable?
- Who are the major affected stakeholders, and how do retrofitted WWTPs change economic value across stakeholders?
- Where are the main hotspots and uncertainties for an environmentally and economically sustainable WRRF?
- Are there trade-offs between environmental and economic impacts or between different environmental categories?

2. Materials and methods

We combined an environmental impact assessment with an economic value evaluation, using a standardised eco-efficiency framework (ISO 14045:2012). The environmental impact assessment was performed through LCA, while the system value was expressed in total value-added (TVA) supplemented by estimated abatement costs of $CO_{2\text{-eq}}$ emissions and phosphorus recovery costs.

2.1. Goal, scope and functional unit

The main goal of the study was to assess the environmental and economic performances of technological advancements in WRRF, compared to a WWTP baseline in 2025. The "treatment of 1 m^3 of wastewater up to legally defined discharge limits of TN, TP, COD, BOD for a period of 50 years" constitutes the functional unit (FU), which is relevant for comparing treatment alternatives with the same wastewater inlet composition. Wastewater composition of Avedøre WWTP is predominantly municipal (industrial wastewater $< 10\%$). Further details about wastewater characteristics and discharge limits are reported in SI A.

2.2. Case study, alternative definitions and system boundaries

Our starting point is the ongoing conversion of Avedøre WWTP to a WRRF by 2025 (VARGA, 2017) (Fig. 1). The treatment plant services Copenhagen, has a capacity of 400,000 person equivalent (PE) and treats approx. 26 million m^3 wastewater annually, or around 271,000 PE, assuming a BOD PE of 0.06 kg/PE per day (Table A1. SI). The plant discharges into the Bay of Køge.

2.2.1. Alternatives

We define five levels of technological advances to retrofit the baseline WWTP (Table 2). Modelling of the baseline WWTP (RF Baseline) in 2025 starts with the plant's 2016 performance, assuming that biogas production by 2025 will be upgraded for city gas distribution.

RF Baseline includes mechanical treatment and activated sludge for nitrogen removal, followed by phosphorus chemical removal. The sludge is anaerobically digested to produce biogas, cleaned with amine scrubbing, while the dewatered sludge is incinerated and then landfilled.

Our retrofitting alternatives (Table 2) make incremental improvements in resource and emission removal efficiency for the reference WWTP (**RF Baseline**). **RF N2O** augments **RF Baseline** with real-time monitoring and control of N_2O production and emissions from biological processes. **RF N2O+CH4** includes biological upgrading (biomethanation) of the biogas for increased methane production, in combination with a power-to-hydrogen (P2H) technology. **RF N2O+CH4+P** adds sludge ash treatment to recover phosphorus, including co-production of ferric chloride, aluminium hydroxide and sand. **RF N2O+CH4+P+C** substitutes the existing primary clarifier

Table 1
Selection of literature published in the last five years (2016-2020). Focus is on centralised treatment plants only. "X" stands for included in the study, and "-" stands for excluded or not relevant for the study. P: phosphorus; LCA: life cycle assessment; TEA: techno-economic analysis; NPV: net present value; AHP: Analytic hierarchy process; AD: anaerobic digestion; TVA: total value added; CHP: combined heat and power; WW: wastewater; PS: pilot-scale; L = literature; LS: lab-scale; RI: real implementation; MS: modelled in simulation software; ML: modelling proposed solution based on literature.

Reference	Plant data	Location	Functional Unit (FU)	Sustainability assessment			Method/Indicator	Recovered Resources	No. of alternatives	No. of impact categories	Type of evaluation
				Environmental	Economic	Social/ Others					
Pradel and Aissani, (2019)	-	France	Production of P	x	-	-	LCA	Nutrients (P)	4+ baseline	11	PS, L
Guven et al. (2018)	-	Istanbul, Turkey	WW volume & amount of food waste	x	-	-	LCA	Energy (AD+CHP)	3 + baseline	9	PS, LS
Fang et al. (2016)	2012	Copenhagen, Denmark	Influent WW volume	x	-	-	LCA	Energy (CHP), water, nutrients	3, including baseline	10	RI (baseline); MS (resource recovery scenarios)
Hao et al. (2019)	2019	Changzhi City, Shanxi, China	Person equivalent for a period of 1 year	x	-	-	LCA (+ AHP for weighting)	Energy (thermal + chemical), water (cooling water), nutrients (P), ash for construction material	2 (baseline + resource recovery scenario)	8	RI (baseline); ML (resource recovery scenario)
Delre et al. (2019)	2015	Denmark, Sweden	4 FU: Amount of input material; amount of removed carbon (C), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP)	x	-	-	Carbon footprint, Mass and energy balances	Energy (CHP) + nutrient (fertilisers) + material (sand)	Baseline performance of 7 different plants	1	RI
Kehrein et al. (2020)	-	Utrecht, The Netherlands	-	x	-	-	Mass and energy balance	COD (energy or extracellular polymeric substances (EPS)), P as struvite	6, including baseline	-	ML
Boiocchi et al. (2017)	2017	-	-	-	x	-	TEA: Net Profit	Iron phosphate fertiliser; struvite fertiliser, biogas production	8, including baseline	-	MS
Riley et al. (2020)	-	USA	-	-	x		TEA: NPV + payback period	Energy (AD+CHP)	-	-	L
Tian et al. (2020)	-	Ithaca, New York, USA	Treated WW volume	x	x	-	LCA + TEA: NPV	Energy and nutrient recovery, other resources (biochar, biocrude oil etc.)	4, including baseline	23	ML
This study	2016 forecasted to 2025	Copenhagen, Denmark	WW volume	x	x	x	LCA, TVA, Mass balance, stakeholder analysis, eco-efficiency, CO_2 abatement costs, P-recovery costs	Energy (COD from primary sludge; bio- and neo-methane from sludge treatment, heat); P, metals, and sand recovery from sludge ashes; real-time control of N_2O; additional nutrient removal from side stream anammox	6, including baseline	6	RI + PS + L

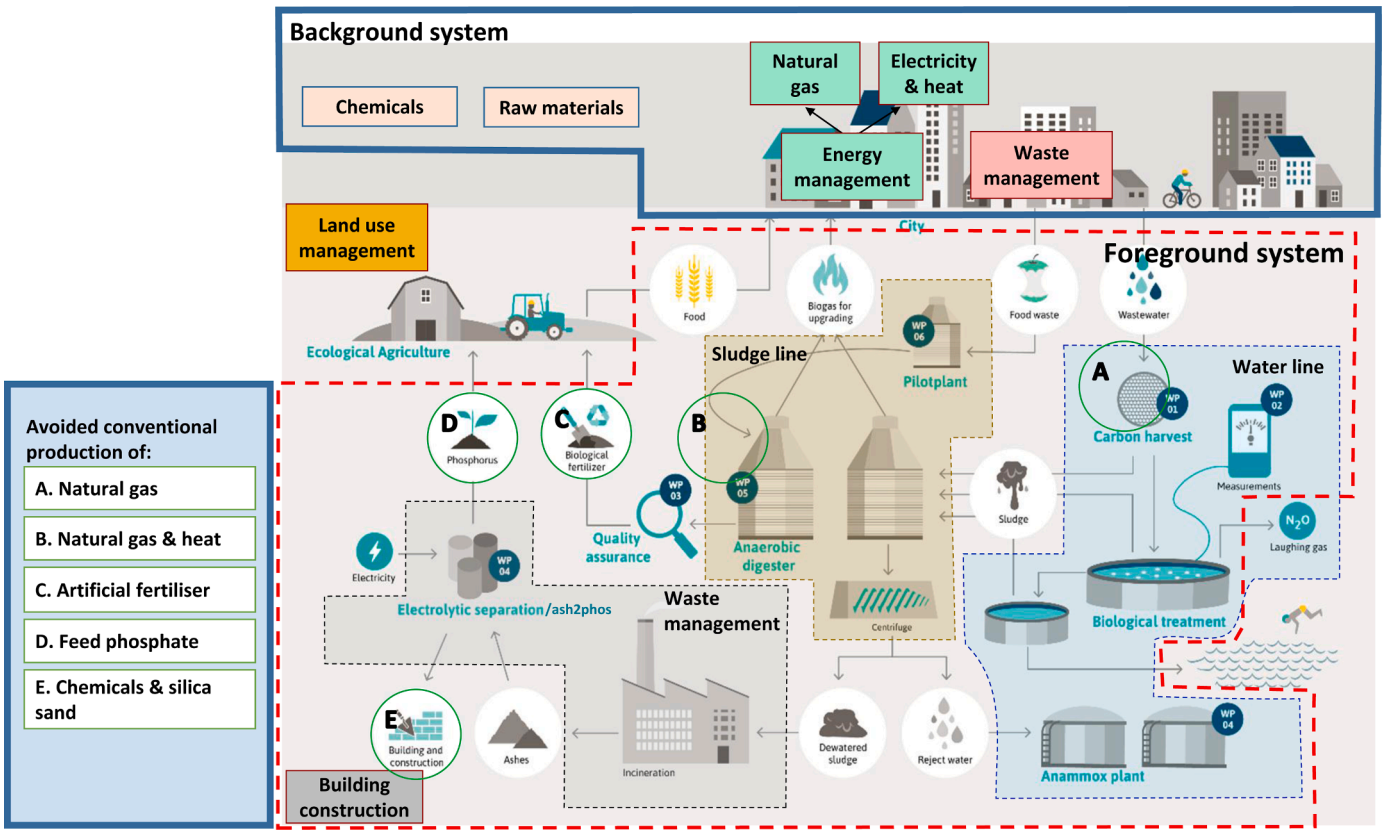


Fig. 1. Main system components/boundaries of the full-scale water resource recovery facility (WRRF). WP: work packages for implementing different resource recovery technologies. Figure edited from https://projekt-varga.dk/en/front/

with new pre-filtration, built-in dewatering technology for increased carbon (COD) harvesting and, subsequently, higher net methane production (Gavala et al., 2003). Finally, **RF N2O+CH4+P+C+AX** improves N removal, using anammox in the sidestream reject flow of the dewatering process to alleviate activated sludge system load.

2.2.2. System boundaries

Foreground processes included wastewater influent, treatment, sludge management, receiving waterbody discharge and advancement options (Fig. 1). Background processes included directly linked upstream external processes, namely electricity and heat, raw material requirement and chemicals, and included the substitution of downstream background process impacts such as natural gas, heat, chemicals, silica sand, and feed phosphate and artificial fertiliser, that obtain inputs from the foreground system (Hauschild et al., 2018) (Fig. 1).

2.3. Data inventory: TVA + LCA

Life cycle inventory and cost data were based on results from the pilot-scale, full-scale implementation, water utility reports, augmented with literature values and expert estimates from project partners, where data were not available. Wastewater amounts and loads were assumed to increase by 8.4% from 2016 to 2025. Value-added taxes (VAT) were excluded from the analysis, while landfill and pollution taxes were included. All costs are reported as 2019 prices. One-time costs were amortised using a 4% interest rate. Table 3 lists key inventory data for the LCA.

2.3.1. Background energy production in 2025

Average electricity and heat mixes in 2025 were modelled based on the *Danish energy outlook report – frozen policy* (Danish Energy Agency, 2018) that forecasts sources of energy production and consumption in Denmark up to 2030. Given the uncertainty behind the energy sector's actual development, we used a scenario analysis for the energy mix to explore how a changed pathway for future power generation could affect the results. Further details regarding the modelled electricity and heat mixes can be found in SI B.

2.4. Environmental impact assessment: LCA

LCA modelling followed an attributional framework. Since all the scenarios are multifunctional systems, we performed system expansion by crediting recovered resources, such as biogas and heat production and export, and the substitution of conventional feed phosphate, sand and chemicals production. Avoided impacts in conventional background processes were credited as a mix of average market data. This choice is justified for "micro-level decision support" with no relevant consequences on the installed capacity of the background system (e.g. energy market on a national scale) (EC-JRC, 2010; Laurent et al., 2014). Most background processes were downloaded from ecoinvent database version 3.5 along with the "allocation at the point of substitution" system model approach (Wernet et al., 2016) that fits our choice of modelling the alternatives with an attributional framework. A complete database with the selected ecoinvent processes and inventory data for this system model is reported in the **SI B1-B6**.

Modelling of the impact assessment was performed with EASETECH v.3.3.7. (Clavreul et al., 2014) that is an LCA software that allows for tracking water/mass balances and substance flows across the different treatment steps. The ILCD method provides 15 impact categories (EC-JRC, 2010). We chose to limit the reporting to six particularly relevant categories, namely climate change (CC), terrestrial eutrophication (TE), freshwater eutrophication (FE), marine eutrophication (ME), depletion of abiotic resources-fossil (DAR-F) and -reserve base (DAR-RB). A primary screening for selecting categories was carried out

by estimating normalised impacts. Normalisation to person equivalents (PE) followed ILCD guidelines (EC-JRC, 2010), and normalisation references are reported in Table C.1. (SI C) with a thorough justification of the reasons behind the inclusion and exclusion of categories from the main text (Table C.1, SI C). SI E provides results of the remaining eight categories.

2.5. Economic assessment

Mapping stakeholders economically affected by the implemented alternatives revealed the system's internal cash flows (Fig. 2). ISO 14045 for eco-efficiency does not suggest a specific economic assessment method, but it does propose defining value creation through economic indicators. Similar to Angelis-Dimakis et al. (2016), we evaluated economic impacts as the total value added (*TVA*):

$$TVA_a = \sum_{s=1}^{n} (VA)_s = VA_{Water\ \ User} + VA_{Waste\ \ Water\ \ Operator} + VA_{P-recovery\ \ Company} + VA_{State} \quad (1)$$

2.5.1. System value chain definition: TVA

TVA is the sum of the economic value added (VA) for each assessed stakeholder (s) in alternative *a* (Eq. 1). The economic value of the water user ($VA_{Water\ user}$) is defined as the expected wastewater fee (*EWWF*) minus the actual wastewater fee (*AWWF*) for each of the implemented alternatives:

Table 2
Description of the alternatives: main technology involved; main target for recovery; status implementation and pollution control; affected treatment line and data source. Primary data are data obtained from the wastewater operator or expert estimates, while secondary data are obtained from the literature or are assumed. Abbreviations: ER: Energy recovery; PC-NREM: Pollution control-nutrients removal; PC-GR: Pollution control-GHG reduction; NREC: Nutrients recovery, RMR: Raw Material/other resource recovery. LCA: life cycle assessment; TVA: total value added.

Alternatives and technologies	Main target for recovery and pollution control	Status implementation	Treatment line	Data source & quality
RF BASELINE: A BIO DENIPHO wastewater process, combining conventional activated sludge for nitrogen and chemical phosphate removal. Sludge is anaerobically digested (AD) to produce biogas (60% CH_4 biomethane, 40% CO_2). Before being emitted to the gas grid, the biogas is upgraded through ammine scrubbing, to remove CO_2 and provide purified biomethane. The degassed sludge is then dewatered and subsequently incinerated in an onsite incineration plant. Sludge ashes are finally deposited in the onsite internal landfill.	ER, PC-NREM	Implemented	All	Primary data (LCA+TVA)
RF N2O: Compared to the baseline, four sensors for N_2O measurements are installed in the aeration tanks. The sensors provide high frequency (2-minute) real-time measurements for real-time control of the plant to reduce N_2O production and emissions. The dissolved oxygen (DO) level in the tanks, and the length of the anoxic phase, is monitored and controlled online. A specific control for the plant was developed during a monitoring campaign between 2018 and 2019 by Chen et al. (2019).	PC-GR	Implemented	Water treatment line (activated sludge)	Primary data (LCA+ TVA)
RF N2O+CH4: The biogas produced from AD is biologically upgraded through bio-methanation. This process uses microorganisms such as archaea as a catalyser in the reaction of CO_2, which is present in the raw biogas, and H_2 into CH_4 (neo-methane). H_2 is produced with onsite electrolysers (power-to-hydrogen (P2H) technology) that need electricity and deionised water. Electrolysis will also create by-products such as oxygen and heat that may be valorised. The pilot-scale bio-methanation plant at Avedøre has demonstrated the stable production of very high-quality gas (more than 97% CH_4 (POWERSTEP_EU, 2018). Methanation reaction: $CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$.	ER	Pilot-scale	Primary and secondary sludge treatment (wet sludge)	Primary data (LCA) Secondary data (TVA)
RF N2O+CH4+P: The sludge ashes are converted from waste products into resources. They are assumed to be sent to a Swedish facility and treated through a novel world-leading technology (EasyMining, 2020) to recover: phosphorus as clean phosphate products (90-95% recovery rate), silica sand residues as sand and iron (ca. 10% recovery rate) and aluminium (ca. 40% recovery rate) as iron chloride and aluminium hydroxide, respectively. The new products substitute conventional feed phosphate products, silica sand, iron chloride and aluminium hydroxide.	NREC, RMR	Pilot-scale	Solid waste management (sludge ashes)	Primary/ Secondary data (LCA/TVA)
RF N2O+CH4+P+C: A pre-filtration (PF) unit with 16 filters is installed to replace conventional primary clarification. The aim is to harvest more suspended solids and, consequently, more carbon. This novel technology has an in-built dewatering unit that can achieve a concentration of total suspended solids up to 25%TS in the primary sludge against ca. 3%TS of a conventional primary clarifier. This results in additional biogas production and savings in aeration energy. The alternative RF N2O+CH4+P+C replacing primary clarifier with pre-filters that can retain up to 70% suspended solids with the aid of polymers, can also help increase the capacity of the digesters and hence release one of them to treat food waste.	ER	Pilot-scale/Partly-implemented	Water treatment (primary mechanical treatment)	Primary data (LCA+TVA)
RF N2O+CH4+P+C+AX: A sidestream anammox (anaerobic ammonium oxidation) plant can be installed to remove nitrogen from the sidestream without utilising carbon. The avoided carbon can instead be used for energy production. Implementing an anammox plant has the additional benefit of saving potential expansion of aeration tanks. Anammox can be a source of N_2O, and therefore its implementation needs to be carefully evaluated.	PC-NREM	Proposed	Dewatering of sludge-reject flow back to activated sludge	Secondary data (LCA) Primary data (TVA)

Table 3
Key inventory data for LCA. Unit expressed per m^3 wastewater inlet (FU). Estimated yearly wastewater inlet in 2025 is 27.3 Million m^3. The full life cycle inventory for environmental and economic assessment is reported in SI B.

	Unit	RF Baseline	RF N2O	RF N2O+CH4	RF N2O+CH4+P	RF N2O+CH4+P+C	RF N2O+CH4+P+C+AX
Consumption							
Drinking water	l	1.02	1.02	1.49	1.49	1.58	1.58
Electricity	kWh	0.47	0.47	1.30	1.30	1.41	1.41
Heat	kWh	0.38	0.38	0.31	0.31	0.31	0.31
Ferric chloride	g	49.2	49.2	49.2	49.2	60.5	60.5
Polymer flocculant	g	2.82	2.82	2.82	2.82	5.02	5.02
Monoethanolamine	g	0.004	0.004	-	-	-	-
Recovered resources							
Bio- & neo-methane export	Nm^3	0.07	0.07	0.11	0.11	0.14	0.14
Heat export	kWh	0.05	0.05	0.35	0.35	0.39	0.39
Recovered P	g	-	-	-	6.22	6.22	6.22
Recovered Al	g	-	-	-	2.32	2.32	2.32
Recovered Fe	g	-	-	-	1.21	1.21	1.21
Recovered sand	g	-	-	-	35.3	35.3	35.3
Greenhouse gas emissions							
Total N_2O emissions	g	1.96	1.2	1.2	1.2	1.2	1.3
Total CH_4 emissions	g	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6
Sludge ash flow							
Sludge ash to landfill	g	70	70	70	-	-	-
Sludge ash treatment for P, metals and sand recovery	g	-	-	-	70	70	70
Effluent discharge							
Total N, outlet	g	3.9	3.9	3.9	3.9	3.9	3.3
Total P, outlet	g	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
BOD, outlet	g	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0

$$VA_{Water\ \ User} = EWWF - AWWF \quad (2)$$

EWWF represents the wastewater fee expected by the consumer and was based on the average fee paid in 2016–2018, excluding fee contributions to sewers and administration (SI D1). *EWWF* can be considered a proxy of the willingness of the water user to pay (Angelis-Dimakis et al., 2016). *AWWF* represents the actual fee to be paid in an alternative strict cost-recovery scheme, i.e. *AWWF* equals the reimbursement needed to cover the difference between the wastewater operator's income from selling by-products and total capital and operation costs in each alternative:

$$AWWF = \left(Income_{Saleby-products} - CAPEX - OPEX\right)_{Waste\ \ Water\ \ Operator} \quad (3)$$

The VA of the wastewater operator is zero, following the principle of full cost recovery.

Sludge ash treatment and P-recovery create value for the P-recovery company:

$$VA_{P-recovery\ \ Company} = Income - CAPEX - OPEX \quad (4)$$

The wastewater operator pays pollution and landfilling taxes to the state, and hence a value-added is included for the state:

$$VA_{State} = Landfill\ \ Taxes + Effluent\ \ Pollution\ \ Taxes \quad (5)$$

2.5.2. Abatement costs for CO_2-eq emissions and P-recovery costs

Abatement costs for carbon dioxide emissions and recovered phosphorus were calculated by considering the total costs, revenues and savings induced by the alternative, relative to avoided CO_2-eq emissions and P-recovery. More details are reported in SI D2.

2.6. Data quality framework

Data quality revision (DQR) was performed with a pedigree matrix, using five data quality categories (Weidema and Wesnæs, 1996). An average data quality rating score (ADQ) was calculated and then reported against sensitivity ratios for selected parameters to identify the most uncertain and sensitive parameters for a Monte Carlo analysis (SI F).

2.7. Perturbation, uncertainty and scenario analysis

Perturbation and uncertainty analyses were carried out for both environmental and economic evaluation. A perturbation analysis was performed by increasing by 10% the parameters contributing more than 5% to environmental and economic impacts. Normalised sensitivity ratios were calculated as:

$$Normalised\ Sensitivity\ Ratio = \frac{abs(SR)}{max(abs(SR))} \quad (6)$$

$$Sensitivity\ \ Ratios\ \ (SR) = \frac{\frac{Delta\ \ Results}{Initial\ \ Result}}{\frac{Delta\ \ Parameter}{Initial\ \ Parameter}} \quad (7)$$

An uncertainty analysis was performed on the most sensitive and uncertain parameters (ADQ>4) by assigning an uncertainty range and probability distribution to the parameters (SI F & G). The parameters' contribution to overall uncertainty was estimated according to Bisinella et al. (2016) and built into EASETECH.

To place our results in the context of varying external factors, we provided a scenario analysis for alternate situations: (1) wastewater effluent recipient changed from marine to freshwater; (2) P2H electricity mix assumed to be 20% fossil power generation instead of excess wind power alone; (3) wind power-based electricity for all requirements; (4) sand substitutes cement; (5) the consumption of HCl for sludge ash dissolution for *P*-recovery is considered LCA burden-free, since the *P*-recovery company can currently benefit from HCl produced as a by-product at the Kemira plant in Sweden and (6) a scenario analysis of the TVA results was performed by internalising CO_2-eq emissions, using the current CO_2 European emission allowance.

3. Results and discussion

The results present the environmental and economic impacts of the six alternative plant configurations. The alternatives build sequentially upon each other, adding another technology for each step from RF Baseline until RF N2O+CH4+P+C+AX.

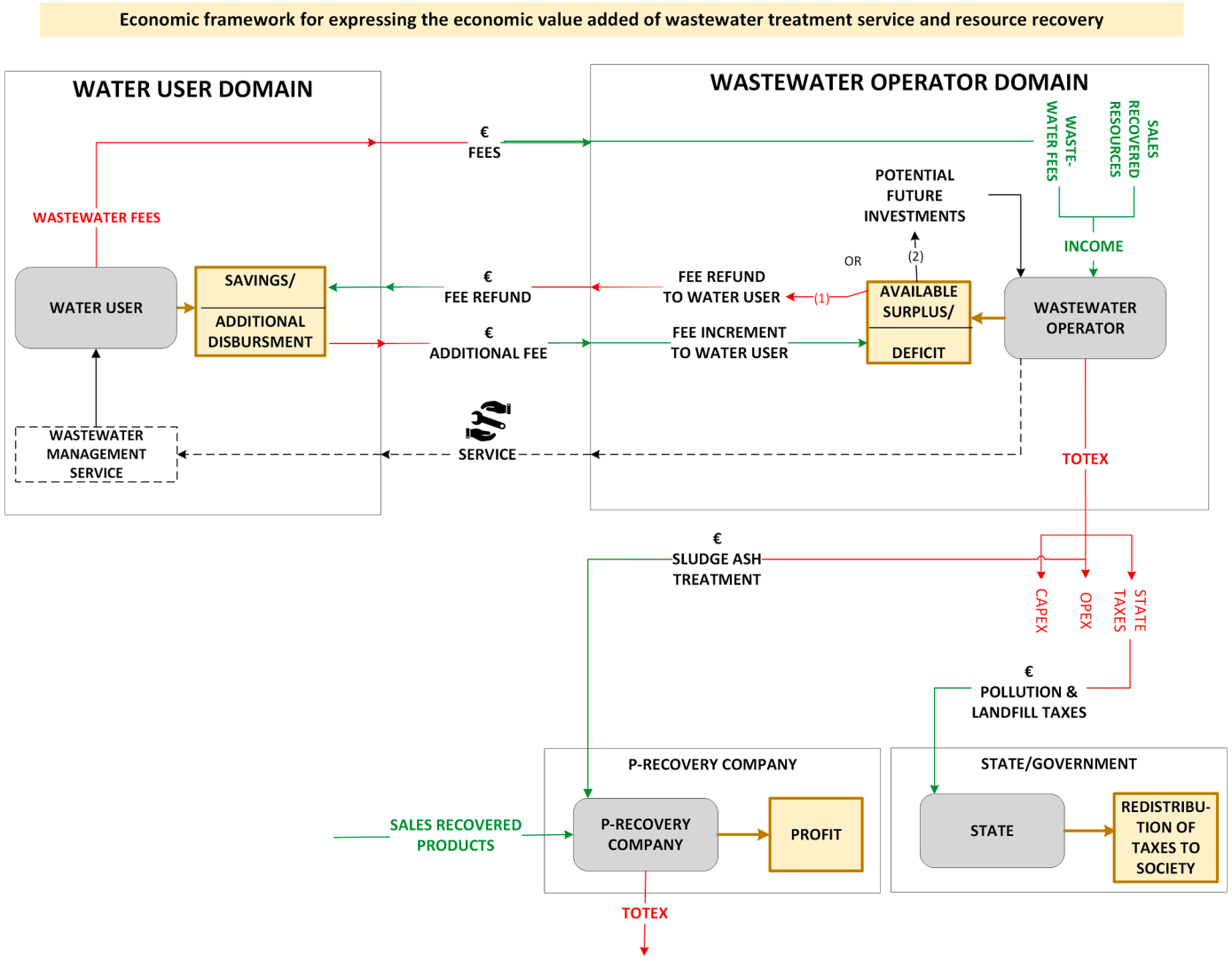


Fig. 2. Economic framework for expressing the value-added of the primary affected stakeholders along the water chain. "€" = cash flow. Service provision is represented by willingness to pay. State taxes include pollution taxes for discharged wastewater and landfill taxes for disposing of sludge ashes. TOTEX = CAPEX + OPEX. Red arrows indicate cash outflows for the affected stakeholder, while green arrows indicate cash inflows. The cash flow between stakeholders is also indicated by the direction of the arrows.

3.1. Mass flow analysis

Throughout the alternatives, the resource recovery facility treated approx. 27 Million m^3 of wastewater with a load of 1300 ton TN/year, 193 ton TP/year and a 16,484 ton COD/year. In each case, around 77% of TN was converted into N_2-N (Table 4). In the RF Baseline, 2.6% of the TN was converted into N_2O-N, the majority of which was produced in biological processes during nitrification/denitrification. This factor

Table 4
The fate of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), chemical oxygen demand (COD) in wastewater. Inlet loads: TN: 1,300 ton/year; TP: 193 ton/year; COD: 16,484 ton/year.

		RF Baseline	RF N2O	RF N2O+CH4	RF N2O+CH4+P	RF N2O+CH4+P+C	RF N2O+CH4+P+C+AX
TN-fate	N to cleaned effluent	8%	8%	8%	8%	8%	7%
	N to air (converted to N_2-N)	76%	77%	77%	77%	77%	78%
	N to air (converted to N_2O-N)	2.6%	1.6%	1.6%	1.6%	1.6%	1.7%
	N to landfill (sludge ashes)	13%	13%	13%	13%	13%	13%
TP-fate	P to cleaned effluent	7%	7%	7%	7%	7%	7%
	P to landfill (sludge ashes)	93%	93%	93%	5%	5%	5%
	P recovered in feed phosphate	0%	0%	0%	89%	89%	89%
COD-fate	COD to cleaned Effluent	4%	4%	4%	4%	4%	4%
	COD in activated sludge/aeration (used by microorganisms)	33%	33%	33%	33%	21%	21%
	COD anaerobically digested (converted to biogas)	34%	34%	34%	34%	42%	42%
	COD In dewatered sludge to incineration	30%	30%	30%	30%	34%	34%

(2.6% N_2O-N/TN_{inlet}) is approx. two times higher than the recommended IPCC factor of 1.6% (IPCC, 2019). Real-time N_2O control reduced markedly the conversion to 1.6% in the WRRF alternatives and this factor is more in line with IPCC (2019) recommended factor. Sidestream anammox – implemented to reduce the nitrogen load from reject water – might also have a severe effect on N_2O emissions (RF N2O+CH4+P+C+AX), i.e. 3% of the TN removed from reject water by anammox ended up as N_2O-N gas, with experimental studies showing variations in the N_2O-N emission factor between 2 and 8% of TN removed by anammox (Andersen et al., 2016; Uri Carreño, 2016). We assumed that 3% of the TN removed from anammox was converted into N_2O-N in the alternative RF N2O+CH4+P+C+AX, so total N_2O-N emissions increased to 1.7% of TN; 13% of TN sedimented in sludge, and 8% ended up in the effluent.

In total, 93% of TP ended in the sludge ashes and was either landfilled in the alternatives RF Baseline - RF N2O+CH4 or recovered to produce high-value products such as feed phosphate (monocalcium phosphate (MCP)) in the alternatives with P recovery. P-recovery recycled 95% of TP from the sludge ashes, corresponding to approx. 171 tons per year.

In the four alternatives, namely RF Baseline until RF N2O+CH4+P, 33% of the COD was converted in the biological activated sludge system, while 34% was anaerobically digested and converted into energy, i.e. biogas (60% CH_4, 40% CO_2). Implementing primary filtration reduced COD availability in the activated sludge system but increased the COD available for anaerobic digestion by approx. 8% (RF N2O+CH4+P+C - RF N2O+CH4+P+C+AX). The increase of COD in AD increased methane production compared to RF Baseline.

3.2. Environmental impacts

Overall, the five alternatives reduced climate change impacts compared to the baseline (Fig. 3). The four alternatives RF N2O+CH4 - RF N2O+CH4+P+C+AX also reduced their impacts compared to both RF Baseline and RF N2O in the categories terrestrial eutrophication (TE) and fossil depletion (DAR-F) impacts, while freshwater eutrophication (FE) impacts were equally the highest for RF Baseline, RF N2O and RF N2O+CH4. Marine eutrophication (ME) did not significantly vary across alternatives, except for the last alternative implementing sidestream anammox. Only in the category reserve base resource depletion (DAR-RB), RF baseline showed lower impacts compared to RF N2O+CH4. In 2025, the strategy to upgrade all biogas, rather than having CHP, seemed to pay off to obtain negative fossil depletion impacts already in the baseline plant performance (-0.23 MJ m^{-3}), although a higher reduction is produced by the other alternatives (Fig. 3).

3.2.1. Climate change

Despite only 1.6–2.6% of TN (Table 4) emitted as N_2O, the climate change impacts were very large. They decreased by between -35% and -59% compared to the baseline following the implementation of new technologies. Implementing real-time N_2O measurements and control as a first step decreased impacts by almost 40% compared to the baseline treatment plant performance, without a significant increase of impacts in the other environmental categories (<0.4%) (Fig. 3). For the uncertainty assessment, we used a 30–60% reduction range based on previous full-scale results (Chen et al., 2019). We consider it a conservative estimate of long-term reduction, because the future optimisation of real-time controls (e.g. increasing suspended solids in the aeration tanks) may decrease N_2O emissions even further.

Implementing bio-methanation for biogas upgrading (RF N2O+CH4 – RF N2O+CH4+P+C+AX) had a beneficial effect on both reducing climate change (up to -0.13 kg $CO_{2\text{-eq}}$ m^{-3}) and avoiding fossil resource depletion up to -2.4 MJ m^{-3} (avoidance of natural gas extraction and combustion). However, it increased reserve base resource depletion impacts (+93% increase, Fig. 3).

Implementing pre-filtration induced an additional 13% reduction in CO_2 emissions compared to the previous alternative. However, installing pre-filters may increase the production and emission of N_2O, as the filters will harvest more COD that is needed for denitrification. Adding artificial carbon sources could counterbalance this negative effect. The potential increase in N_2O, and the use of artificial carbon sources such as methanol, has not yet been established, so they are not included herein.

The alternatives implementing *P*-recovery and anammox (RF N2O+CH4+P and RF N2O+CH4+P+C+AX) increased climate change impacts by 4% and 12% compared to the previous alternative. More efficient nitrification/denitrification with anammox increased N_2O emissions and used additional electricity, as also reported by Fenu et al. (2019). As studied by Andersen et al. (2016) and Uri Carreño (2016) in another Danish WWTP, up to 8% of the TN removed by anammox can be emitted as N_2O. Herein, we assumed that 3% of TN removed from anammox would end up as N_2O, hence the increase in climate change impacts in this last alternative.

3.2.2. Terrestrial eutrophication

TE impacts primarily stemmed from the onsite incineration of sludge ashes, while a negative contribution was made by avoided nitrogen oxides (NOx) during natural gas combustion, avoided heat production and the substitution of conventional monocalcium phosphate (MCP) production. TE impacts decreased along with the increased implementation of pollution control and resource recovery technology (-11% to - 6%), except for RF N2O, with the same impacts as RF Baseline. *P*-recovery (RF N2O+CH4+P - RF N2O+CH4+P+C+AX) induced a net increase of 2% of TE impacts, as impacts from using chemicals and electricity exceeded impacts avoided from substituting conventional MCP production; however, overall TE impacts were still lower than RF Baseline.

3.2.3. Freshwater eutrophication

FE impacts were primarily induced by chemicals and electricity consumption in the baseline treatment plant and increased following the implementation of novel technologies by up to 22%. P-recovery implementation increased FE impacts by 7% compared to RF N2O+CH4, as impacts avoided from the beneficiation of phosphate rocks could not counterbalance the impacts from consumption (chemicals and electricity) needed for the sludge ash treatment to recover phosphorus. On the positive side, in alternatives with *P*-recovery, only 5% of the total *P* sludge ashes ended up being landfilled against 95% in alternatives without P-recovery, i.e. RF Baseline, RF N2O, RF N2O+CH4 (Table 4). The last two alternatives, specifically RF N2O+CH4+P+C, increased FE impacts by an additional 11%, due to the additional consumption of iron chloride and polymer for pre-filtration.

3.2.4. Marine eutrophication

Across alternatives, more than 95% of the ME impacts were caused by discharging nitrogen in the effluent. No marked changes of ME impacts were seen when implementing novel technologies (up to -2%), except for the alternative implementing anammox (-16% compared to baseline). The discharged concentration of nitrogen across alternatives was 51% lower than the permitted discharge limit of 8 mg/l TN. However, the anammox plant decreased total nitrogen in the effluent by an additional 15%.

3.2.5. Fossil resource depletion

Fossil resource depletion impacts decreased following the implementation of new technologies. Increasing the production and export of bio- and neo-methane avoided extracting approx. 3.2 Million Nm^3 natural gas yearly in the alternatives RF N2O+CH4-RF N2O+CH4+P. Pre-filtration (RF N2O+CH4+P+C- RF N2O+CH4+P+C+AX) additionally increased biogas production, and hence the amount of upgraded biogas to natural gas, by 18% with total annual biogas production of approx. 3.7 Million of Nm^3. The alternative RF N2O+CH4+P increased DAR-F impacts by 6%, due to chemicals required for the dissolution of sludge

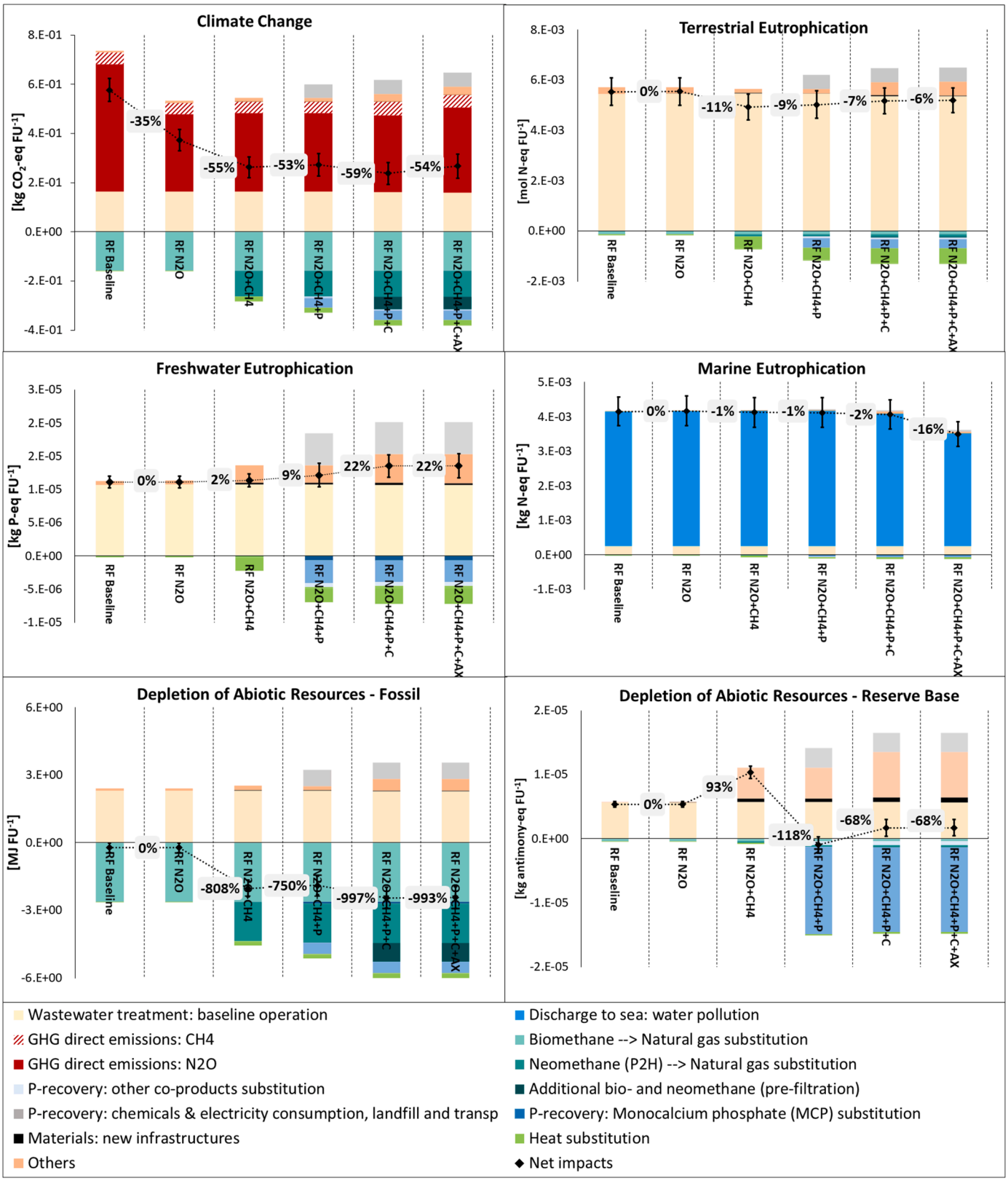


Fig. 3. Net LCA impact scores (black dots) and contribution of the implemented processes and technologies to the overall impacts of the six selected LCA categories. FU: treatment of 1 m^3 wastewater inlet. The grey boxes on the dotted line represent the percentage difference between alternatives and RF Baseline. Bars on the net impacts represent 2x standard deviation obtained from 1000 runs of the Monte Carlo simulation. The category "others" includes the remaining processes in each of the six alternatives, listed in Table E.1. in SI. E.g. others can include impacts from biogas upgrading (amine scrubbing in RF Baseline and RF N2O) and bio-methanation plus electrolysis in RF N2O+CH4-RF N2O+CH4+P+C+AX. (For interpretation of the references to color in this figure, the reader is referred to the web version of this article).

ashes and the separation of P, Fe and Al.

3.2.6. Resource depletion – reserve base

As opposed to fossil impacts, DAR-RB impacts generated a burden to the environment in all alternatives except for RF N2O+CH4+P. The alternative RF N2O+CH4 increased impacts by 93% compared to RF Baseline and RF N2O. Electrolysers for hydrogen production (RF N2O+CH4 - RF N2O+CH4+P+C+AX) consumed two times more electricity than the entire baseline plant operation (Table 3). P2H technology used excess wind power for electrolysis that affected the DAR-RB category, due to the production of wind turbines requiring minerals from the ground, such as Indium. The electricity mix is therefore of primary importance when designing a strategy for reducing $CO_{2\text{-eq}}$ emissions.

In the alternative RF N2O+CH4+P, phosphorus is recovered in its mineral form, and its DAR-RB impacts reduced by -118% compared to the baseline – thanks to substituting conventional MCP, aluminium hydroxide, iron chloride and sand production that counterbalance additional impacts from additional chemical and heat consumption. Pre-filtration (RF N2O+CH4+P+C) induced an additional 273% increase in impacts compared to the previous alternative; however, net impacts were still 68% lower compared to the baseline. The increase was due to additional equipment and the use of iron chloride and polymers (polymer for the dewatering unit and iron chloride used as a flocculant). DAR-RB impacts did not significantly increase, due to the implementation of anammox (1% increase).

3.3. Scenario analysis: LCA

The environmental performance for implementing novel technologies changed in different scenarios (SI H). For example, FE impacts increased if effluent was released into a freshwater body (scenario 1), in which case the discharged phosphorus had the greatest impact. This means that wastewater operators should focus on reducing the effluent discharge concentration of P rather than optimising resource recovery. With a change in water recipient, ME impacts did not decrease, since the characterisation factor (CF) of nitrogen discharging into surface water is "1" in both the ME and FE impact categories. The LCIA method ReciPe 2016 updated CF of TN in surface water from 1 to 0.2968 in the ME category, which reduced ME impacts by up to 67% across alternatives (Fig. H2, SI H).

Electricity mix was fundamental in determining whether novel technologies performed better than the baseline. P2H for biogas upgrading running with a share of 21% fossil-based electricity (scenario 2) increased CC, TE and fossil resource depletion impacts, equalising or worsening impacts compared to RF Baseline (Fig. H1, SI H). A 100% wind power-based electricity provision for all requirements (scenario 3) decreased climate change impacts across alternatives.

Assuming that sludge ash treatment for *P*-recovery utilised hydrochloric acid as a waste by-product (scenario 5) reduced DAR-RB impacts of the last three alternatives compared to the baseline.

3.4. Total economic value added

With the implementation of new technologies for resource recovery and pollution control, the TVA decreased from 0.23 to a minimum 0.18 € m^{-3} for the pre-filtration and anammox alternatives (Fig. 4.e). RF Baseline and RF N2O showed the highest TVA, which reflects that by-product revenues did not counterbalance the increased costs of implementing resource recovery. Implementing real-time N_2O control (RF N2O) reduced the available surplus refunded to the water user by less than 0.2%.

Across alternatives, water user VA contributed between 68 and 85% of the TVA (Fig. 4.e). The state/government was the second-highest contributor to the TVA (between 12 and 15%), while the P-recovery company contributed only 0.8% in the last three alternatives implementing sludge ash treatment and P-recovery.

The concept of full cost recovery defines the VA of the wastewater operator to zero (Fig. 4.b). Any change in operation and investment cost is reflected in the actual wastewater fee paid by the water user. Revenues from the sale of by-products (bio-methane, neo-methane and heat) and from expected wastewater fees generated a surplus (Available Surplus in Fig. 4.b). Costs of implementing resource recovery technologies reduced the surplus by between 13 and 19%, except for RF N2O, which solely implemented N_2O measurements and control.

The water user domain always showed a positive VA, due to the expected wastewater fee (EWWF) being 0.44 € m^{-3} and 36 to 45% higher than actual wastewater fees (AWWFs) in all alternatives, including the baseline (Fig. a.).

The VA of the state and P-recovery company was only affected by a change in the last three alternatives RF N2O+CH4+P - RF N2O+CH4+P+AX, due to sludge ash treatment for phosphate recovery and anammox affecting pollution taxes.

3.4.1. Economic performance of novel technologies

3.4.1.1. P2H and biological biogas upgrading. The bio-methanation plant coupled with P2H (RF N2O+CH4) increased the TOTEX (CAPEX + OPEX) by 24% (+0.08 € m^{-3}), mainly caused by the significant cost of increased electricity consumption. Revenues from selling bio- and neo-methane and heat in the alternative RF N2O+CH4 increased by 91% (+0.05 € m^{-3}) from the baseline, but they did not counterbalance the costs of additional electricity consumption (0.06 € m^{-3}), drinking water (0.0006 € m^{-3}) and investments (0.01 € m^{-3}). In conclusion, biogas upgrading increased wastewater fees and consequently reduced VA for the water user.

3.4.1.2. P-recovery from sludge ashes. By implementing P-recovery from sludge ashes (RF N2O+CH4+P), the wastewater operator avoided paying landfill taxes but did pay the P-recovery company to perform the sludge ash treatment. The wastewater operator's VA, and consequently the water user's VA, increased by +0.5% (0.0009 € m^{-3}), while for the state it decreased by 13% (-0.004 € m^{-3}) in RF N2O+CH4+P, RF N2O+CH4+P+C and RF N2O+CH4+P+AX. The P-recovery company increased its profit by +0.002 € m^{-3}. Overall, the TVA was 11% lower compared to RF Baseline in this alternative, primarily because the state decreased its VA by 14%, and this was not counterbalanced by the P-recovery company's income.

3.4.1.3. Pre-filtration for increased carbon harvesting. Additional pre-filtration decreased the TVA by 18% compared to the baseline and by an additional 6% compared to the bio-methanation alternative. This alternative (RF N2O+CH4+P+C), together with the last anammox alternative, generated the lowest TVA. The additional loss of TVA (-0.01 € m^{-3}) was due to an increase in the TOTEX, which was not balanced by an increase in revenue from selling additional bio/neo-methane and heat (+0.018 € m^{-3}).

3.4.1.4. Sidestream anaerobic ammonium oxidation plant. The last and most complex alternative, RF N2O+CH4+P+C+AX, required additional investments of 0.003 € m^{-3}, while operation costs reduced by 0.002 € m^{-3} compared to previous alternatives, due to anammox decreasing TN in the effluent – and hence reducing pollution taxes.

3.4.1.5. Internalising CO_2 allowance prices. Our results suggest that increased wastewater management environmental performance, beyond biogas production, is not economically feasible in the current market. Internalising CO_2-eq emission costs, using the current European allowance price of 25 €/ton CO_2-eq (Markets Insider, 2019), will decrease the TVA by another 3-6% (Fig 4.e, red markers), but the alternative RF N2O will increase the TVA by only 2% above RF Baseline. The limited

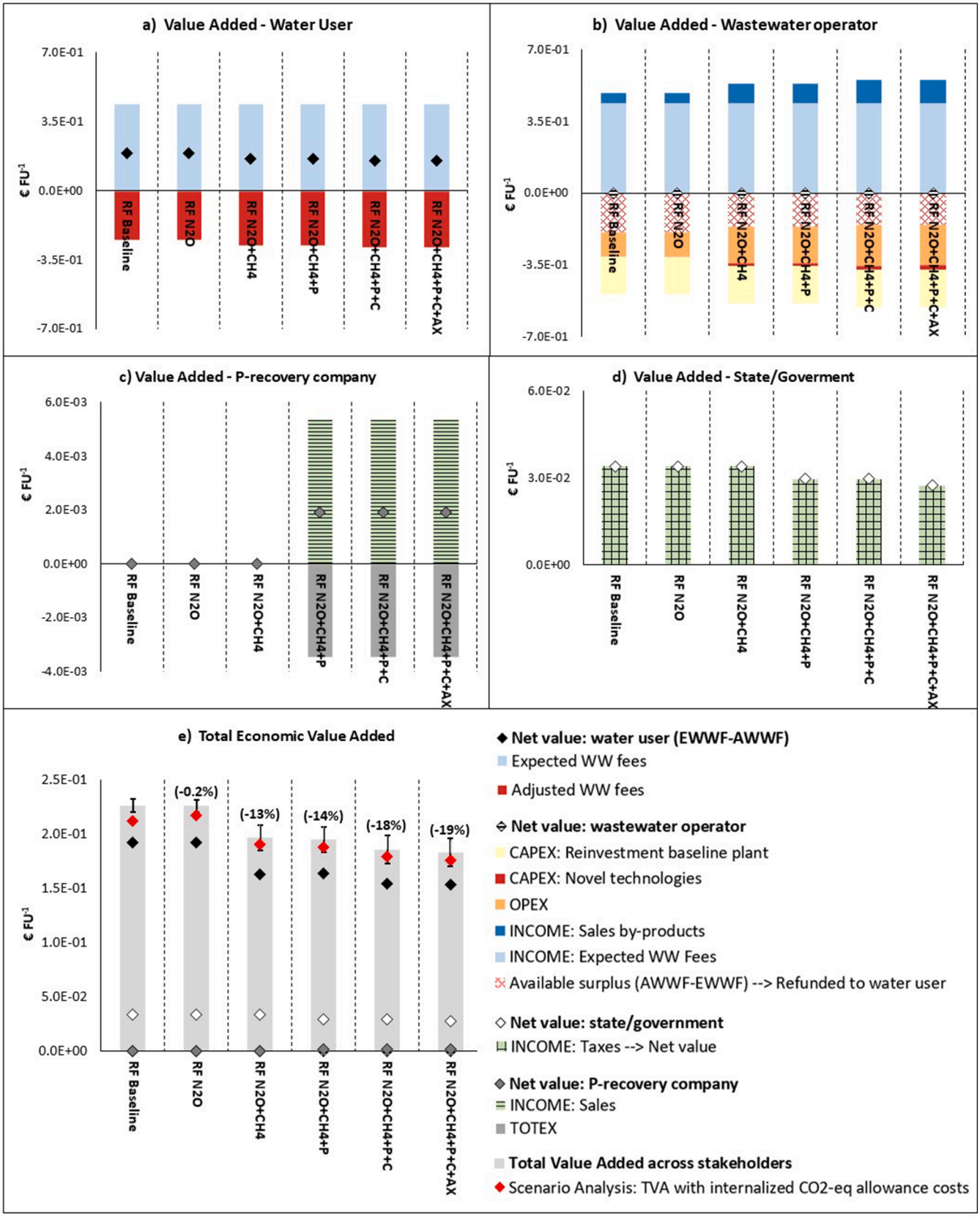


Fig. 4. Economic value added (VA) for each stakeholder and contribution of costs, transfers (taxes and fees) and incomes to the VA of each stakeholder (a,b,c,d). Note different axes. FU: treatment of 1 m^3 wastewater. Fig. 4.e shows the total economic value added (TVA) across stakeholders, and the bars on Fig. 4.e. represent 2x standard deviation obtained from 1000 runs of the Monte Carlo simulation. Percentages in parenthesis represent the percentage difference of the alternative compared to RF Baseline (For interpretation of the references to color in this figure, the reader is referred to the web version of this article).

influence on TVA value suggests that the current European allowance price does not promote the reduction of $CO_{2\text{-eq}}$ emissions.

3.5. Abatement cost for $CO_{2\text{-eq}}$ emissions and P-recovery costs

3.5.1. Abatement cost for CO_2-eq emissions

According to our evaluation, it cost 2 €/ton CO_2-eq to reduce emissions with real-time N_2O control. In the alternatives with enhanced biomethane production and carbon harvesting, costs were 675 and 641 €/ton avoided CO_2-eq avoided (Table 5). Including savings and revenues from resource recovery, costs were reduced by 67% to 222 and 57% to 273 €/tons avoided CO_2-eq for the bio-methanation plant and the pre-filtration alternatives. Except for N_2O control, abatement costs with income and savings are nine to 16 times higher than the current European allowance price for CO_2-eq.

3.5.2. P-recovery costs

The costs of P-recovery in RF N2O+CH4+P, without and with savings and income, were estimated at 0.56 and -0.14 € kg P^{-1}, respectively, i.e. between two and 12 times less than the cost of *P*-recovery in Egle et al. (2016). Our *P*-recovered price, reported as "€/ton MCP P_2O_5", was estimated at 238 €/ton MCP as P_2O_5 (monocalcium phosphate) and close to the 2019 market price of diammonium phosphate *P*-fertiliser reported as 110–169 €/ton DAP as P_2O_5 (AMIS, 2019), and the 2005 triple superphosphate as P_2O_5 price of 241 €/ton P_2O_5 (Wernet et al., 2016). Since the examined P-recovery technology is under continuous development, costs are expected to change over time.

3.6. Eco-efficiency and decision support matrix

Our results showed that for the current case, environmental improvements come with a financial cost, and no alternatives are eco-innovative. However, real-time N_2O control showed a similar economic performance to RF Baseline and produced a visible reduction in CC impacts (Table 6). Several technologies were placed in a trade-off position in some impact categories, e.g. RF N2O+CH4.

4. Conclusions and final recommendations

Our study uncovered the environmental and economic potentials and drawbacks of retrofitting an existing energy-efficient wastewater treatment plant into a full-scale resource recovery facility. The results revealed that:

- Not all novel technologies were able to reduce impacts in all LCA categories, and none of the retrofitting alternatives showed improved financial performance compared to the baseline.
- N_2O measurement and control seemed to be both environmentally sound and financially feasible by achieving a 40% reduction in N_2O emissions and a 35% reduction in climate change (CC) impacts while decreasing economic value by only 0.2% compared to the baseline.
- Power-to-hydrogen and bio-methanation could additionally decrease climate change and fossil impacts, but only if excess wind power is used as background electricity.
- The main strength of sludge ash treatment was in the high recovery of phosphorus (95%) and improved LCA performance by substituting the conventional production of monocalcium phosphate.
- Pre-filtration replacing a physical primary clarification process was beneficial for decreasing climate change and fossil depletion impacts, while anammox reduced marine eutrophication impacts. Reductions came at the cost of increased impacts in reserve base resource depletion (DAR-RB) and potentially increased N_2O emissions.
- All alternatives showed a positive added economic value (0.18–0.23 € m^{-3}), although novel technologies increased CAPEX and OPEX, and TVA decreased compared to the baseline except for RF N_2O.
- In our case, abatement costs for CO_2-eq reduction and P-recovery were in the range 2-957 €/ton $CO_{2\text{-eq}}$ avoided and -140 and 561 € ton P recovered.

Our findings provide a clear understanding of the possible hotspots and trade-offs of novel technologies for wastewater treatment and resource recovery. The study will help decision-makers understand system performance according to environmental and economic criteria. To uncover the full socio-economic benefits of implementing GHG control and resource recovery, other criteria, including the effect of non-marketed values, will need attention in future studies.

CRediT authorship contribution statement

Maria Faragò: Conceptualization, Methodology, Software, Formal analysis, Investigation, Data curation, Visualization, Writing – original draft, Writing – review & editing, Visualization, Project administration. **Anders Damgaard:** Conceptualization, Methodology, Writing – review

Table 5
Abatement costs for $CO_{2\text{-eq}}$ emissions and P-recovery costs. PF w/o BU means that the impacts of bio-methanation are excluded

	TOTEX of the novel technology	Income: sale by-products	Savings[a]	Changed $CO_{2\text{-eq}}$[b]	CO_2 abatement cost	CO_2 abatement cost with income and savings	Recovered P	P-recovery costs	P-recovery costs with income and savings
	[€ yr^{-1}]	[€ yr^{-1}]	[€ yr^{-1}]	[tons $CO_{2\text{-eq}}$ yr^{-1}]	[€/ton $CO_{2\text{-eq}}$ avoided]	[€/ton $CO_{2\text{-eq}}$ avoided]	[tons P yr^{-1}]	[€/ton P recovered]	[€/ton P recovered]
RF N2O	-11,368	0	0	-5,561	2	2	*0*	no recovery	no recovery
RF N2O+CH4	-2,032,046	1,252,003	110,591	-3,011	675	222	*-0.1*	no recovery	no recovery
RF N2O+CH4+P	-95,293	0	119,116	288	-331 no abatement	83 no abatement	-170	561	-140
RF N2O+CH4+P+C	-618,752	337,980	16,961	-965	641	273	*6*	no recovery	no recovery
RF N2O+CH4+P+C (PF w/o BU)	-385,873	202,788	16,961	-403	957	412	*3*	no recovery	no recovery
RF N2O+CH4+P+C+AX	-46,741	0	4,175	796	-59 no abatement	-53 no abatement	*0*	no recovery	no recovery

[a] difference between current scenario and the previous scenario; e.g. for RF N2O, the changed $CO_{2\text{-eq}}$ = net CC impacts of RF N2O minus net CC impacts of RF Baseline;
[b] more details about the savings in Table E.1 SI.

Table 6
Qualitative eco-efficiency assessment. Qualitative scores, i.e. "+", "-", "0" when the performance of the alternative is "better", "worse" or "insignificant" (< 5% difference) compared to the baseline plant performance or the previous alternative in the six environmental categories and the economic value-added performance. (✓) indicates a trade-off in favour of reduced environmental impacts, but decreased economic value. (☒ indicates) means deterioration zone: increased environmental impacts and decreased economic value.

	CC		TE		FE		ME		DAR-F		DAR-RB		TVA (Economy)	
Performance compared to	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative	RF Baseline	Previous alternative
RF N2O	+ (✓)	+(✓)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RF N2O+CH4	+ (✓)	+ (✓)	+ (✓)	+ (✓)	0	0	0	0	+ (✓)	+ (✓)	- (☒)	- (☒)	-	-
RF N2O+CH4+P	+ (✓)	0	+ (✓)	0	- (☒)	- (☒)	0	0	+ (✓)	- (☒)	+ (✓)	+	-	0
RF N2O+CH4+P+C	+ (✓)	+ (✓)	+ (✓)	0	- (☒)	- (☒)	0	0	+ (✓)	+ (✓)	+ (✓)	- (☒)	-	-
RF	+ (✓)	- (☒)	+ (✓)	0	- (☒)	0	+ (✓)	+ (✓)	+ (✓)	0	+ (✓)	0	-	0
N2O+CH4+P+C+AX														

& editing, Supervision. **Jeanette Agertved Madsen:** Resources, Writing – review & editing. **Jacob Kragh Andersen:** Resources, Writing – review & editing. **Dines Thornberg:** Resources, Writing – review & editing. **Mikkel Holmen Andersen:** Resources, Writing – review & editing. **Martin Rygaard:** Conceptualization, Methodology, Validation, Writing – review & editing.

Declaration of Competing Interest

Unisense is a supplier of N_2O sensor technology. EnviDan is a consultancy company within wastewater treatment technologies. BIOFOS is a publicly owned wastewater treatment service provider. The partners UNISENSE, EnviDan and BIOFOS supported the project with data provision and discussion of the results. The final choice of parameter values, ranges for uncertainty analysis and calculations were carried out by the university authors independently of commercial partners. All values were assessed and justified by the university authors and reported by the inventory in our supporting information. Specifically, N_2O emissions from UNISENSE were based on peer-reviewed studies (Chen et al., 2019).

Acknowledgments

The lighthouse VARGA project is supported financially by the Danish Eco-innovation program under the Ministry of Environment of Denmark (https://eng.ecoinnovation.dk/). The project is in partnership with BIOFOS, EnviDan, Unisense Environment, A.R.C and the Technical University of Denmark.

The authors would like to thank Berit Godskesen, Valentina Bisinella and Susanna Andreasi Bassi (DTU Environment), Lars Krogsgaard Nielsen, Nick Ahrensberg, Dorte Bøgelund Olsen, Thomas Guildal, Carsten Thirsing and Peter Jørgensen (BIOFOS), John Svärd and Patrik Enfält (EasyMining), Kristin Johansson (IVL), Morten Rebsdorf (Aarhus Vand) and Per Henrik Nielsen and Nerea Uri Carreno (VCS).

Supplementary materials

Supplementary material associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.watres.2021.117554.

References

AMIS, 2019. Agricultural Market information system: fertilizer [WWW Document]. URL http://www.amis-outlook.org/index.php?id=40373 (accessed 1.18.21).

Andersen, M., Nyrup Drejer, L., Nielsen, P.H., Eriksen, S., Uri, N., 2016. Energy and emission optimisation using deammonification processes in main and sidestream (Energi- og emissionsoptimering ved anvendelse af deammonifikationsprocesser i hoved- og sidestrøm), [WWW Document]. URL https://www.danva.dk/publikationer/vudp-rapporter/energi-og-emissionsoptimering-ved-anvendelse-af-deammonifikationsprocesser-i-hoved-og-sidestroem/(accessed 1.18.21).

BIOFOS. (2021). Projekt VARGA | Fremtidens rensningsanlæg. Retrieved July 8, 2021, from https://projekt-varga.dk/en/front/.

Angelis-Dimakis, A., Arampatzis, G., Assimacopoulos, D., 2016. Systemic eco-efficiency assessment of meso-level water use systems. J. Clean. Prod. 138, 195–207. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.02.136.

Bisinella, V., Conradsen, K., Christensen, T.H., Astrup, T.F., 2016. A global approach for sparse representation of uncertainty in life cycle assessments of waste management systems. Int. J. Life Cycle Assess. 21, 378–394. https://doi.org/10.1007/s11367-015-1014-4.

Boiocchi, R., Matafome, B., Gargalo, C.L., Carvalho, A., Sin, G., 2017. Techno-economic analysis of resource recovery technologies for wastewater treatment plants. Comput. Aided Chem. Eng. 1945–1950. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63965-3.50326-3. Elsevier B.V.,.

Chen, X., Mielczarek, A.T., Habicht, K., Andersen, M.H., Thornberg, D., Sin, G., 2019. Assessment of full-scale N2O emission characteristics and testing of control concepts in an activated sludge wastewater treatment plant with alternating aerobic and anoxic phases. Environ. Sci. Technol. 53, 12485–12494. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04889.

Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A., 2014. An environmental assessment system for environmental technologies. Environ. Model. Softw. 60, 18–30. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007.

Corominas, L., Byrne, D.M., Guest, J.S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., Short, M.D., 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: a best

practice guide and critical review. Water Res. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058.
Danish Energy Agency, 2018. Denmark's Energy and Climate Outlook 2018: Baseline Scenario Projection Towards 2030 With Existing Measures (Frozen Policy).
Danish EPA, 2020. Towards an energy- and climate-neutral water sector (På vej til en energi- og klimaneutral vandsektor) [WWW Document]. URL https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2020/dec/paa-vej-til-en-energi-og-klimaneutral-vandsektor/(accessed 1.14.21).
Delre, A., ten Hoeve, M., Scheutz, C., 2019. Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach. J. Clean. Prod. 211, 1001–1014. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.200.
EasyMining, 2020. Ash2Phos – EasyMining [WWW Document]. URL http://easymining.se/ash2phos/(accessed 12.4.19).
EC-JRC, 2010. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 E, Constraints. 10.2788/38479.
Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: an integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. Sci. Total Environ. 571, 522–542. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019.
Fang, L.L., Valverde-Pérez, B., Damgaard, A., Plósz, B.G., Rygaard, M., 2016. Life cycle assessment as development and decision support tool for wastewater resource recovery technology. Water Res. 88, 538–549. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.016.
Fenu, A., Smolders, S., De Gussem, K., Weemaes, M., 2019. Conflicting carbon footprint and energy saving in a side-stream Anammox process. Biochem. Eng. J. 151, 107336 https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107336.
Gavala, H.N., Yenal, U., Skiadas, I.V., Westermann, P., Ahring, B.K., 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature Water Res. 37, 4561–4572. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00401-9.
Guven, H., Eriksson, O., Wang, Z., Ozturk, I., 2018. Life cycle assessment of upgrading options of a preliminary wastewater treatment plant including food waste addition. Water Res. 145, 518–530. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.061.
Hao, X., Wang, X., Liu, R., Li, S., van Loosdrecht, M.C.M., Jiang, H., 2019. Environmental impacts of resource recovery from wastewater treatment plants. Water Res. https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.05.068.
Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., Olsen, S.I., 2018. Life cycle assessment. Theory and Practice. Springer International Publishing. Cham. https://doi. org/10.1007/978-3-319-56475-3.
Hukari, S., Hermann, L., Nättorp, A., 2016. From wastewater to fertilisers — technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. Sci. Total Environ. 542, 1127–1135. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064.
IPCC, 2019. Chapter 6 wastewater treatment and discharge, 2006 [WWW Document]. 2019 Refinement to 2006 IPCC Guidel. Natl. Greenh. Gas Invent. URL https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol5.html.
ISO 14045, 2012. Miljøledelse - Vurdering af produktsystemers øko-effektivitet - Principper, krav og vejledning.
Jensen, J., Jepsen, S.-E., 2005. The production, use and quality of sewage sludge in Denmark. Waste Manag. 25, 239–247. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.08.011.
Kehrein, P., van Loosdrecht, M., Osseweijer, P., Posada, J., 2020. Exploring resource recovery potentials for the aerobic granular sludge process by mass and energy balances – energy, biopolymer and phosphorous recovery from municipal wastewater. Environ. Sci. Water Res. Technol. 6, 2164–2179. https://doi.org/10.1039/d0ew00310g.
Larsen, T.A., 2015. CO2-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective. Water Res. 87, 513–521. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.006.
Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H., Hauschild, M.Z., 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: methodological guidance for a better practice. Waste Manag. 34, 589–606. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004.
Lorenzo-Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Amores, M.J., Termes-Rifé, M., Marín-Navarro, D., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2016. Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. Sci. Total Environ. 468–479. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.05.110, 566–567.
Markets Insider, 2019. CO2 European emission allowances PRICE today | CO2 European emission allowances spot price chart | Live price of CO2 European emission allowances per ounce | Markets insider [WWW Document]. URL https://markets.businessinsider.com/commodities/co2-european-emission-allowances (accessed 2.12.21).
Mcnamara, G., Fitzsimons, L., Horrigan, M., Phelan, T., Delaure, Y., Corcoran, B., Doherty, E., Clifford, E., 2016. Life cycle assessment of wastewater treatment plants in Ireland. J. Sustain. Dev. Energy Water Environ. Syst 4, 216–233. https://doi.org/10.13044/j.sdewes.2016.04.0018.
Mo, W., Zhang, Q., 2013. Energy e nutrients e water nexus : Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. J. Environ. Manag. 127, 255–267. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.007.
Morero, B., Vicentin, R., Campanella, E.A., 2017. Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. Waste Manag. 61, 195–205. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033.
Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestvedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forc- ing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H.G., Thomsen, M., 2014. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. J. Clean. Prod. 68, 25–35. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.051.
Pfluger, A., Coontz, J., Zhiteneva, V., Gulliver, T., Cherry, L., Cavanaugh, L., Figueroa, L., 2019. Anaerobic digestion and biogas beneficial use at municipal wastewater treatment facilities in Colorado: a case study examining barriers to widespread implementation. J. Clean. Prod. 206, 97–107. https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.09.161.
POWERSTEP_EU. (2018). WP3-Biogas valorization and efficient energy management D 3.2: Technical and economic analysis of biological methanation. http://www.powerstep.eu/system/files/generated/files/resource/d3-2-technical-and-economic-analysis-of-biological-methanationdeliverable.pdf. (Accessed 17 August 2021).
Pradel, M., Aissani, L., 2019. Environmental impacts of phosphorus recovery from a "product" Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. Sci. Total Environ. 656, 55–69. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.356.
Riley, D.M., Tian, J., Güngör-Demirci, G., Phelan, P., Villalobos, J.R., Milcarek, R.J., 2020. Techno-economic assessment of CHP systems in wastewater treatment plants. Environments 7, 74. https://doi.org/10.3390/environments7100074.
SMART-Plant, 2021. EU funded Horizon2020 innovation action project of SMART-Plant. "Scale-up of low-carbon footprint material recovery techniques in existing wastewater treatment plants", [WWW Document]. URL http://www.smart-plant.eu/(accessed 2.10.21).
Tian, X., Richardson, R.E., Tester, J.W., Lozano, J., You, F., Accepted, J., 2020. Retrofitting municipal wastewater treatment facilities towards greener and circular economy by virtue of resource recovery : techno-economic analysis and life cycle assessment Retrofitting municipal wastewater treatment facilities towards greener and circ. 10.1021/acssuschemeng.0c05189.
Uri Carreño, N., 2016. Controlling Nitrous Oxide Emissions from a Full-Scale Deammonification. Process University of Southern Denmark.
Van Der Hoek, J.P., De Fooij, H., Struker, A., 2016. Wastewater as a resource: strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. Resour. Conserv. Recycl. 113, 53–64. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.05.012.
VARGA, 2017. About VARGA | Project VARGA, [WWW Document]. URL https://projekt-varga.dk/en/about-varga/(accessed 11.3.20).
Weidema, B.P., Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. J. Clean. Prod. 4, 167–174. https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1.
Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. Int. J. Life Cycle Assess. 21, 1218–1230. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8.

Notat om VARGAs Markedspotentiale

Dines Thornberg (BIOFOS) og
Jeanette Agertved (EnviDan)



Miljø- og Fødevareministeriet
Ecoinnovation - MUDP

Notat om VARGAs Markedspotentiale 1
1. Indledning 2
2. Kulstof høst mhp energiproduktion 5
3. KOD værdikæden 5
4. Lattergas 6
5. Fosfor fra slamaske ved elektrodialyse 7
6. Udrådning af KOD biopulp, optimering og opgradering af biogas 8
7. Fra renseanlæg til VARGA 9
8. Andre elementer på Avedøre anlæg 10
9. Markedspotentiale – økonomi & arbejdspladser 11
10. Plan for udnyttelse af markedspotentialet 12
Konklusion 14
Bilag 1 16

1. Indledning

Vand

Udover det enkelte menneskes daglige behov for vand, spiller vand en afgørende rolle i landbrug, industri og energiproduktion og mangel på vandressourcen udgør den største globale risikofaktor for menneskehedens velbefindende og velstand i de kommende år[1]. Adgang til vand og sanitet er et af FNs 17 verdensmål, som indgår i dagsordenen for bæredygtig udvikling frem mod 2030. Andre verdensmål er billig og ren energi samt bæredygtige byer[2] . I en verden, hvor der er pres på vandressourcer og klimaet samt en målsætning for bæredygtige byer og samfund, har danske virksomheder unikke muligheder for at øge salg af løsninger, som hjælper verden med at opfylde flere af FNs verdensmål.

Drivere for udvikling

Den store vækst i verdens byer medfører stigende mængder spildvand og slam som skal håndteres af hensyn til især hygiejne men også af hensyn til tilstanden i byens recipienter.

Spildevandsanlæg, især kloakering medfører store omkostninger for byerne, både anlæg og drift. Mange eksisterende anlæg er nedslidt og medfører ekstra omkostninger til fortsat vedligehold. Reduktion af omkostningerne er en af driverne for indførelse af ny teknologi.

[1] Vandvision 2015

[2] ref: http://www.dk.undp.org/content/denmark/da_dk/home/post-201511/sdg-overview/goal-6.html

I den mere velhavende del af verden er ønsket om renseanlægget som energiproducent og CO2 neutral enhed stigende.

Udsigten til at verden vil mangle fosfor indenfor en overskuelig fremtid har sat skub i udviklingen omkring genvinding fra spildevand og slam, da den største del af byens fosfor output findes her.

Det amerikanske organisation WEF har udviklet begrebet Water Ressource Recovery Facility (WRRF) som pt. udbredes i USA. Ideen er at denne betegnelse efterhånden erstatter betegnelsen Wastewater treatment plant (WWTP).

I Danmark er begrebet Bioraffinaderi eller 'Vandressource genvindings anlæg' (VARGA) i sin vorden men der er flere projekter, der bærer i denne retning, heriblandt i Billund og i Århus og nu ikke mindst VARGA projektet i København. De danske forsyningsselskaber er således i gang med at sætte nye standarder for rensning af spildevand, hvilket vækker opsigt internationalt til gavn for eksport af dansk vandteknologi.

Danmarks konkurrence evne

I Danmark har vi forbilledlig miljøbeskyttelse og gode løsninger.

Dansk eksport af teknologi, som kan bruges til at forbedre både driften af vandforsyninger og kvaliteten af renset spildevand, voksede med seks procent til knap 17 milliarder kroner fra 2014 til 2015. Eksporten af vandteknologi er dermed den største nogensinde, og eksportvæksten er tre gange så stor som Danmarks samlede eksportvækst på blot to procent i 2015. De fem største eksportmarkeder for vandteknologi i 2015 var i nævnte rækkefølge Tyskland, Sverige, USA, Norge og Kina.) (ref.: Notat, "Dansk eksport af vandteknologi, 2015" MST, 7.april, 2016).

Cirka 350 virksomheder i Danmark arbejder med dansk vandteknologi, og branchen beskæftiger cirka 18.000 mennesker. Vandteknologi-branchen eksporterede for 16,8 milliarder kroner i 2015. Den danske vandbranche har en såkaldt Vandvision 2015, der stiler mod, at Danmark i 2025 skal være verdensførende i at levere intelligente, bæredygtige og effektive vandløsninger. Målet er desuden at fordoble eksporten af vandteknologi inden 2025 og derigennem skabe op mod 4.000 danske arbejdspladser i branchen samt at Danmark i 2025 er et af de tre lande i Europa, der har flest vandpatenter per indbygger. [3]

Danmark er nr. 2 i Europa, når man ser på, hvor stor en andel, som eksporten af vandteknologi udgør af landets samlede eksport.[4]
Skal Danmarks eksport af vandteknologi, herunder af vandrenseteknologi fastholdes og gerne udvides, bør der optimalt være et robust og åbent hjemmemarked, hvor producenterne af vandrenseteknologier kan afprøve og implementere renseanlæg og renseteknologier i fuld skala. Det Miljøteknologiske Udviklings- og Demonstration Program (MUDP) som medfinansierer grønne teknologiprojekter har inden for vand, luft, jord, klimatilpasning, cirkulær økonomi og affald samt genvinding af ressourcer mm. er en af mulighederne for at opnå støtte til test og demonstration af ny dansk teknologi . Vil Danmark fastholde denne førerposition, bør en kontinuitet i støttemidler til demonstration sikres.

[3] http://svana.dk/vand/vand-i-hverdagen/vandteknologi/)
[4] Notat, "Dansk eksport af vandteknologi, 2015" MST, 7.april, 2016

Fyrtårnsprojektet

For de deltagende virksomheder i dette Fyrtårnsprojekt støttet af MUDP vil det være af stor værdi at få deres teknologi demonstreret i en synlig skala og dette vil blive belyst i nærværende notatet, som viser markedspotentialet.

Fyrtårnsprojektet har til formål at demonstrere omlægning fra et traditionelt renseanlæg med fokus på kvaliteten af renset spildevand til et CO_2 neutralt og energiproducerende Vand Ressource Genvindings Anlæg (herefter refereret til som VARGA). Transformationen vil ske over en årrække og gennemføres ved anvendelse af eksisterende og nye teknologier som successivt implementeres på renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE.

En anden relevant problemstilling, der behandles i Fyrtårnsprojektet er, hvordan der opnås synergi ved samarbejde mellem flere adskilte sektorer som vand, affald og landbrug for bl.a. at understøtte Regeringsressource strategi (Danmark uden affald, oktober 2013).

Renseanlæg Avedøre er geografisk placeret i et område, hvor manglen på recirkuleret økologisk gødning hindrer udviklingen af jordbruget fra konventionelt til økologisk produktion. Der er således et stigende behov for igangsætning af WRRF aktiviteter fra by til land særligt i disse regioner af Danmark. Den stigende efterspørgsel på økologiske fødevarer i Danmark ses ligeledes i Norge, Sverige og flere andre europæiske lande. Denne problemstilling behandles i projektet gennem demonstration af essentielle dele af cirkulær økonomi til udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af økologiske fødevarer. Fokus på Værdikæden fra affald /spildevand frem til genvundne ressourcer, vil give en bevidsthed i dansk aktører som vil øge markedspotentialet for de teknologier der indgår. Med hensyn til genvinding af de øvrige ressourcer er det især kulstof, fosfor og selve det rensede vand, som ses som potentielle ressourcer.

De europæiske lande har stigende fokus på renseanlæggene som ressourceanlæg, også her er det især energi og fosfor og renset vand der er i fokus. Lovgivning omkring påbudt fosforgenvinding er på vej i nogle af disse lande, og forventes også på EU-niveau at blive gennemført. Det kan nævnes, at Tyskland, som er ved at revidere deres slambekendtgørelse, lægger op til, at genvinding af fosfor gøres obligatorisk for renseanlæg af en vis størrelse.

Mange lande i Europa kan eksportere udstyr til vandrensning såsom ventiler og pumper, men i kombination med den knowhow der opbygges omkring energioptimering og gasproduktion fra madaffald, omkring udvinding af fosfor og omkring minimering af lattergasproduktion kan Danske virksomheder potentielt få et forspring i kapløbet om ordrer.

Markederne i udviklede lande som EU, USA, Singapore og lignende er interessante, da de har kapacitet til at indpasse danske højteknologiske produkter i deres anlæg. Vækstøkonomierne som f.eks. Kina, Sydafrika, Indien og Mellemøsten har ligeledes et potentiale.

For de deltagende partnere vil VARGA fungere som en uhyre vigtig fremvisnings platform for dansk knowhow og teknologi for det samlede koncept. Renseanlæg Avedøre er centralt placeret ift. Københavns lufthavn og dermed geografisk velplaceret ift. modtagelse af nationale og internationale delegationer,

forsynings- og affaldsselskaber, forskere etc. På anlægget findes i forvejen et besøgscenter med omkring 12.000 besøgende hvert år fra Danmark og udlandet og anlægget vil således være en perfekt show case.

2. Kulstof høst mhp energiproduktion

For virksomheden EnviDan A/S er vækst fortsat på dagsorden både i Norge og Sverige samt indenfor nye forretningsområder. Vi ønsker, at udnytte vores stærke position på det danske marked til at blive en markant spiller internationalt. En af forudsætninger for at være en stærk partner er fokus på innovation og i EnviDan reinvesteres 20 % af overskuddet i udvikling af nye løsninger og teknologier som f.eks. nærværende Fyrtårnsprojekt. EnviDan er lead på to arbejdspakker og indgår som specialist i de øvrige arbejdspakker for således at opnå og udvikle det samlede koncept for transformering fra renseanlæg til Vand og Ressource Genvindingsanlæg.

For EnviDan bidrager deltagelse i et projekt af denne kaliber uden tvivl til øget eksport af knowhow samt øget omsætning som følge af flere teknologileverancer. Helt konkret har EnviDan netop indgået aftale om agentur på salg af Salsnes filter teknologien på det danske marked. Forfiltrerings teknologi er kernen i WP1 og ikke mindst i koncepttænkningen omkring høst, produktion og prioritering af den værdifulde ressource kulstof. Teknologien forventes i de kommende år bredt udbredt på både større renseanlæg som erstatning for eksisterende forklaringstanke, samt på mindre anlæg, hvor Salsnes teknologien gør det økonomisk og miljømæssigt favorabelt at høste kulstof på mindre renseanlæg til gasudnyttelse på større renseanlæg med rådnetanke.

Udvikling af IT løsninger til de forsyningsselskaber er en anden af EnviDans spidskompetencer. Fyrtårnsprojektet vil specifikt bidrage med viden om muligheder for optimering renseanlæg og dermed danne grundlag for udvidelse af EnviDans allerede omfattende produktportefølje indenfor onlinestyring og portalløsninger. Generelt forventes en øget efterspørgsel og eksport indenfor netop avanceret onlinestyring herunder særligt onlinestyring af den helt centrale kulstofhøst for optimering af energi- og CO_2 balancen.

3. KOD værdikæden

VARGA projektet, og WP3 specifikt, vil styrke afsætningen af gødningsproduktet fra separat udrådning af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Genanvendelsen af det organiske affald fra husholdningerne afhænger af, at gødningsproduktet (slutproduktet) udspredes på landbrugsjord. Da efterspørgslen på dette gødningsprodukt på Sjælland (indenfor rimelig transportradius), er størst blandt økologiske bønder og bønder der ønsker at omlægge til økologi, vil VARGA projektet gøre det muligt at få analyseret og testet hvad der skal til for at etablere dette sidste trin i værdikæden for KOD.

ARC bidrager som affaldsselskab til at sikre KOD mængderne til biogasproduktionen. En af fordelene for ARC's ejerkommuner er, at gødningsproduktet fra biogasproduktionen søges afsat til økologiske landmænd, som konkret efterspørger gødningen. Normalt har dedikerede biogasanlæg til KOD vanskeligt ved at få afsat gødningsproduktet. Afsætning til økologiske landbrug på Sjælland er en god historie for byernes borgere, som sorterer deres affald hjemme i køkkenet. Det største forbrug af økologiske fødevarer findes i byerne.

Der skal gødning til for at økologien kan fortsætte sin udvikling, ikke mindst i Østdanmark. Der er potentiale for omlægning af flere tusind hektar til økologisk drift på Sjælland. Der er stor efterspørgsel på økologiske produkter såvel nationalt som internationalt. De økologiske husdyrproducenter i Vestdanmark mangler stivelse og proteiner til dyrene, som i dag må importeres fra udlandet, bl.a. Kasakhstan. Vi kunne producere betydelige mængder af dette foder i Østdanmark, hvis der var næringsstoffer nok. Ligeledes er de økologiske udbytter på eksisterende planteavlsbedrifter i dag stærkt begrænsede af manglende adgang til gødning.

Såfremt økologerne kunne få adgang til mere gødning ville nettoindtjeningen pr. bedrift kunne forøges med ikke under 10%.

Samtidig vil flere landbrug kunne omlægge til økologi, hvis der er sikkerhed for leverance af gødning af den rette økologiske kvalitet. Den danske eksport af økologiske fødevarer stiger bl.a. i lande som Tyskland og Frankrig, og der er potentiale for øget eksport. Det forudsætter adgang til gødning.

SEGES arbejder som rådgiver for danske landbrug, herunder økologiske landbrug. SEGES har stærk fokus på mulighederne for at skaffe tilstrækkelig med næringsstoffer til økologerne så både arealerne og udbytterne kan øges. Recirkulering af næringsstoffer fra by til land er vejen frem, og her har de fortsat uudnyttede næringsstofressourcer i KOD potentielt stor betydning, da KOD er et produkt, der er tilladt i forhold til EU-reglerne for økologi, i modsætning til spildevandsslam, som økologer ikke må anvende. Gennem VARGA projektet kan SEGES bidrage til at udvikle en strategi for bedre adgang til næringsstoffer for de økologiske landbrug. De indhøstede erfaringer fra Sjælland vil kunne skaleres og overføres til resten af Danmark. Arbejdet vil desuden indgå i større sammenhæng, hvor recirkulering af næringsstoffer til økologer sættes ind i en cirkulær økonomisk dagsorden, både nationalt og internationalt. Der er tale om etablering af en helt ny værdikæde/afsætningskanal, hvor der må imødeses forskellige tekniske og reguleringsmæssige barrierer. Modeller for løsning af disse vil kunne indgå i SEGES' arbejde for at sikre bedre rammebetingelser og konkurrencevilkår for de økologiske landmænd.

For EnviDan og andre danske vandvirksomheder kan arbejdet med fastlæggelse af værdikæden for KOD understøtte en strategi for vækst indenfor nye forretningsområder. Arbejdet kan bidrage med ny viden om affaldssammensætning, økologisk landbrug og værktøjer feks. cirkulær økonomi. EnviDan deltager som specialist i udredning af værdikæden for genvinding af fosfor fra affald og til økologisk gødning. Viden fra denne arbejdspakker overføres til arbejdspakke WP 6 omfattende specifikke forsøg til belysning af essentielle designparametre for separat KOD udrådning, se mere herom i afsnit 6.

4. Lattergas

Lattergas (N_2O) udgør en betragtelig del af klimaaftrykket for spildevandssektoren – i nogle tilfælde helt op til 90 %. IPPC angiver en faktor for gennemsnitlig N_2O-udledning, men studier har vist at der er enormt stor variation fra anlæg til anlæg (og også variation over tid for de enkelte anlæg).

Adskillige målekampagner og pilotforsøg har vist at det er muligt at dokumentere den reelle udledning samt minimere denne ved hjælp af målinger baseret på Unisenses N_2O-sensor

Unisense har for relativ nylig udviklet en lattergas sensor til kommercielt brug. Der er behov for mere demonstration af styrken i apparaturet og dets resultater. En avanceret styring baseret på måling af lattergas vil være unik på verdensmarkedet. Projektet vil medvirke til øget produktion og salg af Unisense udstyr. Hermed skabes arbejdspladser indenfor både produktion og service. Denne sensor er pt. enerådende på verdensmarkedet.

Fyrtårnsprojektet vil specifikt bidrage med ny viden til minimering af lattergasemissionen fra renseanlæg. Dette vil give mulighed for optimering og udvidelse af EnviDans allerede omfattende produktporteføljе indenfor onlinestyring og portalløsninger. Generelt forventes en øget efterspørgsel og eksport indenfor netop avanceret onlinestyring, herunder styring til minimering af lattergas.

Det koster i gennemsnit 60.000 kr at installere et reguleringspunkt baseret på lattergas måling, og efterfølgende 17.000 kr om året at vedligeholde. Med en levetid på 4 år og 2 målepunkter pr. renseanlæg betyder det en omsætning på ca. 30.000 kr. pr renseanlæg.

Der er 10.500 renseanlæg i verden over 50.000 person ækvivalenter og hvis 5 % af disse anlæg vil installere målerne for at begrænse lattergas udslip, ville det således betyde en omsætning på 30 mio kr.

Beløbene er medtaget i den samlede opstilling i bilag 1.

Salget af lattergasmålere afhænger i høj grad af fremtidig lovgivning på området. Her vil EU nok kunne gå forrest forventeligt i 2019.

5. Fosfor fra slamaske ved elektrodialyse

I regeringens strategi ”Danmark uden affald” er der formuleret en målsætning om, at 80 % af fosfor fra spildevand skal genvindes. Dette kan for anlæg med slamforbrænding ikke opnås uden, at den i asken bundne fosfor genvindes. Dette sammen med en forventning om, at prisen på rå-fosfat fremadrettet vil stige i takt med at ressourcen udtømmes, gør det attraktivt at udvikle nye teknologier til genvinding af fosfor fra aske – også på det danske marked, hvor ca. 20 % af slammængden fra de offentlige spildevandsanlæg i dag forbrændes.

Udviklingen af en fosforgenvindingsteknologi i VARGA projektet er baseret på tidligere udviklingsarbejde med en elektrodialytisk to-kammer proces til oprensning af slamaske, der er gennemført og patenteret af DTU-byg i 2013. Dette udviklingsarbejde er siden blevet forsat af DTU-byg, BIOFOS og Krüger i det MUDP støttede projekt ”EDASK ” fra 2015, hvor der er gennemført yderligere laboratorieforsøg, askekarakteriseringsforsøg samt afprøvet forskellige teknikker til opblanding af aske i pilotforsøg. Resultaterne af EDASK samt yderligere forsøg med konceptet gennemført ultimo 2016 viser, at teknologien kan anvendes til at genvinde fosfor med høj kvalitet fra slamaske og samtidig give en renset bioaske, der forventeligt kan anvendes positivt i byggeindustrien. Teknologien udemærker sig således ved at skabe to værdifulde produkter og det forventes at den udviklede løsning vil kunne etableres til askemængder svarende til produktionen fra BIOFOS i Danmark.

En teknologi til denne anlægsstørrelse vil være unik i forhold til de pt. kendte alternativer fra Europa, hvor der er behov for særdeles store askemængder, for at kunne skabe grundlag for en bæredygtig investering i

et fosforgenvindingsanlæg. Med denne baggrund ses store kommercielle muligheder med denne teknologi, såfremt udviklingsarbejdet forløber succesfyldt.

Hvis det lykkes at udvikle teknologien, vil teknologien kunne afsættes til alle renseanlæg med slamforbrændingsanlæg i hele verden, men også andre biomasse forbrændingsanlæg, hvor den afbrændte biomasse indeholder fosfor. Målgruppen vil i første omgang være renseanlæg, idet Krügers almindelige afsætningskanaler via Veolia vil kunne anvendes – både i Danmark og i udlandet.

På nordisk plan forventes grundlag for etablering af 4-6 fosforgenvindingsanlæg af den størrelse, der vil kunne bygges med den elektrodialytiske teknologi. Det tyske marked vurderes som det største indenfor de kommende 12 år, da det er vedtaget ved lov, at alle renseanlæg med kapacitet >100.000 PE skal genvinde fosfor fra slam eller aske. P-genvindingskravet er så stort, at genvinding fra aske vurderes som den bedste vej til at indfri målene. Ud fra disse betragtninger anslås markedspotentialet på europæisk niveau til 40 – 60 anlæg og globalt op mod 100 anlæg over de næste 5 – 15 år i takt med øgede priser på fosfor og krav om ressourcegenanvendelse via national regulering.

Det globale markedspotentiale er forsøgt kvantificeret herunder:

- Antaget antal anlæg med mulighed for genvinding af fosfor med EDS: 50 – 100 stk.
- Antaget markedsandel ved succesfyldt udvikling af teknologi: 10 – 50 %
- Gennemsnitlig anlægspris 20 – 40 mio. DKK.
- Anslået omsætning: 100 – 2.000 mio. DKK

6. Udrådning af KOD biopulp, optimering og opgradering af biogas

VARGA projektet vil bidrage til koncepter og business cases for:

- Separat hygiejnisering og udrådning af biopulp inkl. effekt af bioaugmentation og gødningskvalitet
- Biologisk metanisering af biogas til opgradering til naturgaskvalitet

Herved kan danske vandvirksomheder rådgive og sælge dansk teknologi til disse formål.

For virksomheden EnviDan A/S er vækst indenfor nye forretningsområder i fokus. Som tidligere nævnt kan et af de nye forretningsområder blive rådgivning og leverancer til håndtering af kildesorteret organisk dagrenovation til øget biogasproduktion på både rense – og biogasanlæg. I nærværende projekt udføres forsøg med separat udrådning af biopulp fra KOD, test af bioaugmentation og opgradering af produceret biogas.

Ved gennemførelse af forsøgene opnås en unik viden om procesbetingelser for at opnå optimal drift for separat udrådning af biopulp KOD, sammensætning af produceret biogas og gødningskvaliteten af udrådningsproduktet ift. anvendelse på økologisk landbrug. Under forsøgene testes bioaugmentation for at mindske inhibering grundet det høje saltindhold i rådnetanken. Dette gennemføres ved at opformere en

bakteriekultur tilvænnet saltindholdet (primært ammonium inhibering). Derved kan rådnetanken drives ved et højt tørstofindhold og fortynding ved recirkulering uden hæmning af metanproduktionen. Bioaugmentation er en ny teknologi udviklet på DTU Miljø gennem de senere år. Ved gennemførelse opnår EnviDan indsigt i et helt nyt forskningsområde, som virksomheden på forkant sammenlignet med konkurrenterne.

Den producerede biogas opgraderes med en ny teknologi ved anvendelse af biologisk omsætning af kuldioxid ved brinttilsætning til metan. Brint og brintteknologi besidder gunstige egenskaber, som muliggør løsninger til at balancere fluktuerende energi i energisystemet. Ved at konvertere el til brint vi elektrolyse kan brint f.eks. anvendes som medie til el-lagering. Efterfølgende kan brinten bruges til opgradering af grønne brændstoffer, hvilket demonstreres i nærværende projekt. Dette er endnu et område, hvor projektet vil bringe ny viden til EnviDan og bidrage til at virksomheden kommer foran konkurrenterne.

Et spin-off fra forsøgene kan være vækst hos en membran leverandør idet der skal testes en membran til optimeret overførelse af brint til vandfasen.

7. Fra renseanlæg til VARGA

Som udkomme af VARGA projektet beskrives processen med at omdanne det traditionelle renseanlæg til et ressourceanlæg i en håndbog. Sammen med en opsummering af den miljømæssige og økonomiske evaluering af projektet vil det hjælpe andre forsyninger i en tilsvarende omstillingsproces.

For andre forsyninger i Danmark vil det have stor værdi, at kunne bruge erfaringerne fra dette projekt i deres transformering af egne anlæg. I øjeblikket pågår en fusionering af forsyningerne og der ses en tendens til at mindre renseanlæg nedlægges og spildevandet ledes til større centrale renseanlæg. Her vil konceptet i Fyrtårnsprojektet kunne bidrage med inspiration til at andre renseanlæg bliver ressource genvindingsanlæg.

Ved implementering af konceptet i forsyningsbranchen anses et behov for dels en opgradering af kompetencer og en ekstra bemanding. Det vil skabe arbejdspladser i forsyningerne og hos rådgiverne.

For EnviDan A/S og andre danske vandvirksomheder vil viden om transformationsprocessen, konceptualisering af løsninger til udvidet ressourceudnyttelse, fokus på helhedsorientering og den cirkulære økonomi giver både mulighed for udvidelse af eksisterende og nye forretningsområder. At have Renseanlæg Avedøre som en international show case, så tæt på EnviDans kontor i Kastrup giver en nem mulighed for fremvisning af konceptet og unikke løsninger for både nye og kommende kunder. At have en dansk show case, der viser implementering af løsninger i fuldskala, er af afgørende betydning for øge EnviDans vækst. Det vises at virksomheden, i samarbejde med projektets parter, er i stand til at sætte nye standarder for spildevandsrensning – nemlig til vand og ressource genvinding.

DTU Miljø har gennem en årrække udviklet LCA-værktøjet EASETECH med fokus på at vurdere teknologier og massestrømme i affaldshåndteringen. På nuværende tidspunkt udvikles værktøjet til at være rettet mod en bredere anvendelse inden for miljø- og forsyningsområdet. Særligt ressourcegenindvinding fra renseanlæg er i fokus, da EASETECH er velegnet til at kortlægge ressourcestrømme og vurdere miljøeffekterne af omdannelsesprocesser. Målet er, at gøre EASETECH til det foretrukne LCA-værktøj for

vandbranchen, og dermed have samme status her, som EASETECH allerede har i affaldsbranchen. VARGA vil bidrage til denne udvikling, dels som demonstration af værktøjet, og væsentligere endnu, som basis for opbygning af EASETECH's katalog af processer på vandrenseteknologier. Et sådan katalog vil have stor værdi for rådgivere og planlæggere involveret i VARGA, og i vandbranchen som helhed når der fremover skal omlægges renseanlæg til nye ressourceanlæg.

EASETECH sælges som en pakkeløsning med licens til software og kursus i LCA primært rettet mod rådgivere, planlæggere i forsyningsbranchen, myndigheder og forskere. Kombinationen af licens og kursus sikrer at brugeren kan anvende værktøjet korrekt. Samtidig sikrer det tvungne kursus en kompetenceudvikling hos kunden, der lærer state-of-the-art LCA og kan fungere som ambassadører for en livscyklustankegang i branchen. Erfaring med LCA og adgang til beregningsværktøjer der kan dokumentere miljøeffekter, vil være en fordel når rådgivere skal markedsføre sig i forhold til omstillingen til ressourceanlæg på det internationale marked.

For DTU Miljø har VARGA yderligere værdi, da projektet vil blive brugt som udgangspunkt i undervisningssammenhænge og studenterprojekter. Dermed vil projektet direkte understøtte at fremtidens miljøingeniører kan bidrage til videreudviklingen af fremtidens ressourceanlæg. Dette gælder både teknologiforståelsen omkring vandrensning, ressourceudvinding og biogasproduktion, men dertil også føromtalte livscyklustankegang og anvendelsen af EASETECH.

8. Andre elementer på Avedøre anlæg

Avanceret styring

Kulstofhøst og lattergas

Fyrtårnsprojektet vil specifikt bidrage til optimering og udvidelse af EnviDans allerede omfattende produktportefølje indenfor onlinestyring og portalløsninger. Herunder forventes en øget efterspørgsel og eksport indenfor netop avanceret onlinestyring og særligt onlinestyring af den helt centrale kulstofhøst og minimering af lattergas.

STAR

Alle tre renseanlæg i BIOFOS er udstyret med Krügers avancerede styresystem STAR Professional.

I dette system bliver især den biologiske næringssaltfjernelse optimeret i forhold til rensegrad og energiforbrug. Systemet vil indgå som en væsentlig del af mulighederne med bl.a. kulstofhøst.

STAR systemet er allerede en vigtig eksportvare der bindes sammen med salg af specifikke processer og maskiner.

Bundbeluftning

På Renseanlæg Avedøre er beluftningssystemet udskiftet inden for det sidste par år fra overfladebeluftning til bundbeluftning. Herved spares 58 % af energien til beluftning af det aktive slam. Dette indgår som et vigtigt element i de energispare-tiltag et renseanlæg må gennemgå for at blive til et ressourceanlæg. EnviDan har været totalleverandør på denne opgave og dette projekt indgår som en vigtig reference for virksomheden.

Danske leverandører af beluftersystemer kan deltage i systemløsninger.

Eksport af overskudsvarme

Danmark indtager en særstatus med hensyn til at udnytte (spild)varme i byerne i form af fjernvarme.

Hos BIOFOS eksporteres store mængder varme til det Københavnske fjernvarmenet, bl.a. fra slamforbrændingsanlæg som også er udbredt i Tyskland, Schweiz og Holland.

Viden og erfaringer omkring hvordan varmen bedst udnyttes og dansk udstyr til varmeveksling og regulering kan indgå i systemeksport af renseanlægget som energiressource.

Biogas opgradering og metanisering

På renseanlæg Avedøre findes i dag et demonstrations anlæg til metanisering af kuldioxid således at biogas kan opgraderes til biometan ('grøn naturgas'). Desuden opføres et fuld skala anlæg til at opgradere biogassen på mere traditionel vis af det danske firma Ammongas.

Som nævnt under punkt 7 vil VARGA projektet ydermere teste optimering af metaniseringsprocessen.

I bl.a. Tyskland og Frankrig er der en voksende forventning til opgradering og metanisering med henblik på grøn gas med certifikat salg.

Der findes som eksempel ca. 10.000 biogas anlæg i Tyskland (på renseanlæg men mest til gylle o.lign.). Man kan forestille sig at hvert 10. af disse anlæg opgraderer biogas til biometan. Med en markedsandel for opgraderingsanlæg til danske firmaer på bare 5 % og en gennemsnitlig pris på 10 mio. kr. vil der være en potentiel omsætning på 500 mio. kr.

9. Markedspotentiale – økonomi & arbejdspladser

Det urbane stofkredsløb omfatter flere forsyningsarter som vand og renovation. Der er et behov for at samtænke ressourcestrømmene mhp. forretningsmæssig udnyttelse. Den nye værdikæde for udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer bliver et konkret eksempel på robust, cirkulær økonomi, der kan anvendes i opbygning af andre cirkulære økonomier.

Emnet er aktuelt i mange store byer i verden og opbygget viden og koncepter kan danne grundlag for eksport.

Økonomi

Omkostningerne til en opgradering af Renseanlæg Avedøre til et vand og ressource genvindingsanlæg er i projektet opgjort til ca. 80 mio. kr.

På Europæisk plan alene findes der 250 renseanlæg med en kapacitet som renseanlæg Avedøre eller større. Antages det, at disse alle skal investere 80 mio. kr., vil den samlede omsætning herved være ca. 20 milliarder kr.

I bilag 1 er der for de enkelte teknologier, der demonstreres i VARGA projektet, forsøgt estimeret et kvantitativt eksportpotentiale for Europa baseret på en række forudsætninger, herunder:

- Antallet af renseanlæg i Europa med en kapacitet til over 50.000 person ækvivalenter er mindst 3000 (ifølge en database fra EU's miljøagentur).

- Der er estimeret, at der er (eller snart vil være) omkring 100 mono-forbrændingsanlæg (kun slam) i Verden.

I bilag 1 er anført en matrice for hvert område der omfatter et interval i pris og forretningsandel.

Som gennemsnit betragtet kan der på denne baggrund, forventes et samlet marked på 5,7 mia. kr. med ren dansk viden og teknologi for 670 mio. kr.

Arbejdspladser

Når et renseanlæg omstilles til et ressource genvindingsanlæg vil der skulle anvendes flere sensorer og installeres mere styring.

Der skal drives flere enhedsoperationer såsom, forfiltre, anammox anlæg og EDS anlæg. Dette vil alt andet lige udløse et behov for mere arbejdskraft på hvert anlæg.

På rådgivningssiden vil der blive et større behov for kvalificerede ingeniører der kan projektere og lede opførelsen af de nye anlæg.

Øget økologisk produktion vil skabe flere arbejdspladser, idet økologisk jordbrug er mere arbejdskrævende, fordi brug af pesticider og kunstgødning ikke er tilladt. I disse år stiger eksporten af danske økologiske fødevarer, det samme gør efterspørgslen på det indenlandske marked. Der må derfor også forventes øget beskæftigelse.

Der vil ligeledes skabes et antal nye arbejdspladser i affaldssektoren til KOD indsamling, forbehandling til fremstilling af biopulp og transport.

Et overslagsmæssigt estimat kan baseres på at indenfor rådgivning svarer en omsætning på 1 million kr. til 1 medarbejder/arbejdsplads. Tilsvarende vil 4 mio. kr. indenfor produktion eller anlæg svare til 1 medarbejder/arbejdsplads.

Herudfra kan eksportpotentialet estimeret i bilag 1 omsættes til et potentiale på 150-600 arbejdspladser ud fra VARGA relateret viden og teknologi.

10. Plan for udnyttelse af markedspotentialet

Markedspotentialet er ikke ens over hele verden og i små og store byer.

Forskellighed i verden

Renseanlæg er primært opført for at rense vand af hensyn til lokal hygiejne og recipienternes økologiske tilstand. De fleste steder i verden er byernes forsyninger og miljømyndigheder i dag ikke nået længere end at sikre en stabil vandforsyning og evt. et afløbssystem med en primær rensning. Næste trin vil naturligt være en sekundær biologisk rensning. I visse tørre områder sandsynligvis med henblik på genanvendelse af spildevandet til f.eks. vanding.

Herfra er der et stykke vej til at tænke videre i spildevandets energi og stof ressourcer.

Det er generelt forbeholdt de rige lande med et veludviklet vandinfrastruktur at tænke i ressource baner i spildevandsrensning. Der er dog i stigende grad overvejelser om hvordan den slam som uvægerligt produceres i renseprocesserne skal håndteres. BIOFOS har f.eks. netop besøg Sao Paulo i Brasilien og set hvordan de i SABESP (største vandselskab i Sydamerika) begynder at indtænke energi som ressource i den fremtidige slambehandling.

Kanaler for udbredelse

Der eksisterer flere muligheder for at udbrede kendskabet til de danske virksomheders kunnen.

C40 cities
I 'C40 cities' samarbejder København med mere end 80 store byer i verden, om klima tilpasning og relaterede emner. Der er netop oprettet et permanent kontor i København. Renseanlæg Avedøre kan blive et meget fint demonstrations platform sammen med klima tiltag i København som er tæt knyttet til regnvand og dermed spildevandssystemet i byen.

Clean
CLEAN er Danmarks grønne energi- og miljøklynge, der gennem projekter og samarbejder, skaber grøn vækst og innovation, både nationalt og internationalt.

Projektet "Clean Solutions" hjælper med integrationen af flere ideer eller projekter indenfor energi, affald vand og Smart Cities. Det er netop hvad der er brug for i et sammensat system som VARGA er.

EnviDan og Københavns kommune er medlemmer og organisationen tænkes brugt til at udbrede forretningsmulighederne i verden.

State of Green
State of Green er kontaktskaber og laver ture for potentielle udenlandske kunder. Avedøre casen bliver et meget fint besøgs og demonstrations facilitet for disse ture.

IWA
VARGA projektet vil fungere som en helt central showcase i forbindelse med IWAs verdenskonference der afholdes i København 2020 med 5.000 delegerede fra hele verden. Her søges projektet formidlet via dedikerede artikler, workshops og tekniske ekskursioner. Delresultater søges formidlet i forbindelse med IWA 2018 i Tokyo og andre begivenheder der kan understøtte IWA 2020.

Forsyningsselskabernes netværk

BIOFOS ledelse indgår i flere internationale netværks og har her mulighed for at eksponere resultaterne fra VARGA projektet i disse sammenhæng. Nationalt giver Spildevandsteknisk Forening, DANVA og DAKOFA mange muligheder for at holde foredrag omkring resultaterne fra VARGA projektet.

Potentiale for eksport
Kvalitativ vurdering

Det er nok i særlig grad omstilling til ressourceanlæg betragtet som system, der kan danne grundlag for eksport.

Det er ikke kun VARGA projektets parter der kan bruge den opnåede viden som eksport fremme. Alle danske virksomheder med rådgivning, produktion og anlæg indenfor spildevand og madaffald vil kunne drage fordel i eksportøjemed.

Det er vigtigt at der trækkes på danske muligheder for fælles eksport og/eller dannes et konsortium, som kan stå for eksporten af alle elementerne der indgår både mht. rådgivning, projektering, opførelse og drift.

Typisk vil bygge/anlægsentrepriser dvs. rør og beton arbejder nok projekteres i Danmark men udføres af lokale entreprenører.

I nedenstående tabel er det forsøgt at give en kvalitativ vurdering af et eksportpotentiale fordelt på områder af stigende afstand og størrelse samt fagområde.

	Danmark	Skandinavien og Nordeuropa	Syd og østeuropa	ROW
Rådgivning	++	++	+	+
Sensorer og automation	++	++	0	0
Anlæg*	++	+	+	0
System	++	++	+	+

++	Meget god
+	God
0	Uvis, Vanskelig

**Ventiler og pumper*
Forfilter
Anammox anlæg
Hygiejniseringsanlæg
Rådnetank
EDS anlæg

Konklusion

Fyrtårnsprojektet har til formål at demonstrere omlægning fra et traditionelt renseanlæg med fokus på kvaliteten af renset spildevand til et CO_2 neutralt og energiproducerende Vand Ressource Genvindings

Anlæg (VARGA). Transformationen vil ske over en årrække og gennemføres ved anvendelse af eksisterende og nye teknologier som successivt implementeres på renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE.

I projektet demonstreres ligeledes essentielle dele af cirkulær økonomi til udnyttelse af næringsstoffer i byernes organiske affald og spildevand til produktion af økologiske fødevarer. Der er efterspørgsel på økologisk gødning særligt på Sjælland. Fokus på Værdikæden fra affald /spildevand frem til genvundne ressourcer, vil give en bevidsthed i dansk aktører som vil øge markedspotentialet for de teknologier der indgår.

For de deltagende partnere vil VARGA fungere som en uhyre vigtig fremvisnings platform for dansk knowhow og teknologi for det samlede koncept. Renseanlæg Avedøre er centralt placeret ift. Københavns lufthavn og dermed geografisk velplaceret ift. modtagelse af nationale og internationale delegationer, forsynings- og affaldsselskaber, forskere etc. På anlægget findes i forvejen et besøgscenter med omkring 12.000 besøgende hvert år fra Danmark og udlandet og anlægget vil således være en perfekt show case.

***Som gennemsnit betragtet forventes et samlet marked på 5,7 mia. kr. med ren dansk viden og teknologi for 670 mio. kr. E*ksportpotentialet kan omsættes til et potentiale på 150-600 arbejdspladser ud fra VARGA relateret viden og teknologi.**

Der er identificeret mange kanaler og muligheder for udbredelse af kendskabet til de involverede virksomheder og til VARGA projektet herunder C40 cities, Clean, State of Green samt IWA verdenskonference i 2020. Endelig er der muligheder for at holde nationale foredrag f.eks ved arrangementer i Spildevandsteknisk forening, DANVA og DAGROFA.

Bilag 1

Kvantificering af markedspotentiale

Opgørelse af markedspotentiale kan foretages på flere måde. Her er valgt en metode som partner Unisense anvender hvor usikkerheden i vurderingerne indarbejdes i to dimensioner på hhv. forventet salgspris/omsætning og på hvor stor markedsandel der kan forventes.

Det fremgår af nedenstående at tallene er behæftet med en væsentlig usikkerhed.

Et eksempel fra UNISENSE

- *10.500 large wastewater treatment plants in the world (above 50.000 PE) –Each have an average of 2 suitable points to be controlled by intelligent N_2O management, which sums up to at total of 21.000 addressable sensor installations.*
- *Total cost of installing a sensor system is DKK 63.000. Subsequent sensor exchange is estimated to cost ~ DKK 16.640. With an average controlbox lifetime of 4 yrs, this means an average annual turnover per wastewater treatment plant at DKK 28.300*
- *Total addressable market estimation is 10.500 * 10% * DKK 28.300 = DKK 29,7 million annually*
- *Legislative framework (expected 2019-2021) will accelerate sales dramatically*

Market size matrix (million DKK)				
Average annual Turnover per wastewater plant (DKK)	56,600	11.9 MKR	59.4 MKR	148.6 MKR
	28,300	5.9 MKR	29,7 MKR	74.3 MKR
	14,150	3.0MKR	14.9 MKR	37.1 MKR
		2%	10%	25%
		Share of wastewater treatment plants		

Denne metode udbredes på flere teknikområder nedenfor.

Første to sider er vist det samlede marked vurderet med alle mulige europæiske leverandører.
Her estimeres et marked for ressource teknologi på 5,7 mia. kr.

På de sidste to sider er dette begrænset til de rent danske leverancer.
Der estimeres et marked i Europa på 670 mio. kr.

Samlet markedspotentiale for ressorce anlæg i Europa og DK.
Alle landes tekonologier indgår

SAMLET		Samlet potentiale, Europa		
		lav	mellem	høj
		5.479.000.000	11.347.000.000	22.851.500.000
		2.739.500.000	**5.673.500.000**	11.425.750.000
		1.369.750.000	2.836.750.000	5.712.875.000

Verden	10500	renseanlæg > 50.000 pe
Europa	3.000	renseanlæg > 50.000 pe

SAMLET	Teknologi:	Samlet potentiale, DK		
		lav	mellem	høj
		370.150.000	875.450.000	1.607.075.000
		185.075.000	**437.725.000**	803.537.500
		92.537.500	218.862.500	401.768.750

DK	33	Fælles biogasanlæg & 6 industrianlæg til methanisering
DK	55	renseanlæg med rådnetanke

WP1		Teknologi:	Forfiltrering & Bypass styring		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				10.000.000 kr
			Andel af anlæg		
			2%	4%	8%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	20.000.000	1.200.000.000	2.400.000.000	4.800.000.000
		10.000.000	600.000.000	1.200.000.000	2.400.000.000
		5.000.000	300.000.000	600.000.000	1.200.000.000

WP1	DK	Teknologi:	Forfiltrering & Bypass styring		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				10.000.000
				Andel af anlæg	
			10%	15%	25%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	20.000.000	110.000.000	165.000.000	275.000.000
		10.000.000	55.000.000	**82.500.000**	137.500.000
		5.000.000	27.500.000	41.250.000	68.750.000

WP2		Teknologi:	Lattergas sensorer & Styring		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				150.000
			Andel af anlæg		
			2%	10%	25%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	300.000	63.000.000	315.000.000	787.500.000
		150.000	31.500.000	**157.500.000**	393.750.000
		75.000	15.750.000	78.750.000	196.875.000

WP2		Teknologi:	Lattergas sensorer & styring		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				150.000
				Andel af anlæg	
			20%	35%	50%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	300.000	3.300.000	5.775.000	8.250.000
		150.000	1.650.000	**2.887.500**	4.125.000
		75.000	825.000	1.443.750	2.062.500

WP3, WP5, WP6		Teknologi:	Værdikæde KOD, frigivelse af RT og KOD udrådning		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				20.000.000
			Andel af anlæg		
			1%	2%	4%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	40.000.000	1.200.000.000	2.400.000.000	4.800.000.000
		20.000.000	600.000.000	**1.200.000.000**	2.400.000.000
		10.000.000	300.000.000	600.000.000	1.200.000.000

WP3, WI	DK	Teknologi:	Værdikæde KOD, frigivelse af RT og KOD udrådning		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				20.000.000
				Andel af anlæg	
			5%	10%	15%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	40.000.000	110.000.000	220.000.000	330.000.000
		20.000.000	55.000.000	**110.000.000**	165.000.000
		10.000.000	27.500.000	55.000.000	82.500.000

Anlæg med monoincineration	(Globalt)
100	

Anlæg med monoincineration	
2	

WP4		Teknologi:	Elektrodialyse af aske		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				20.000.000
			Andel af anlæg		
			10%	25%	50%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	40.000.000	400.000.000	1.000.000.000	2.000.000.000
		20.000.000	200.000.000	**500.000.000**	1.000.000.000
		10.000.000	100.000.000	250.000.000	500.000.000

WP4		Teknologi:	Elektrodialyse af aske		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				20.000.000
				Andel af anlæg	
			0%	50%	100%
	Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	40.000.000	-	40.000.000	80.000.000
		20.000.000	-	**20.000.000**	40.000.000
		10.000.000	-	10.000.000	20.000.000

WP4		Teknologi:	Anammox		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				15.000.000
			Andel af anlæg		
			1%	2%	4%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	30.000.000	900.000.000	1.800.000.000	3.600.000.000
		15.000.000	450.000.000	900.000.000	1.800.000.000
		7.500.000	225.000.000	450.000.000	900.000.000

WP4		Teknologi:	Anammox		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				15.000.000
			Andel af anlæg		
			2%	10%	25%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	30.000.000	33.000.000	165.000.000	412.500.000
		15.000.000	16.500.000	82.500.000	206.250.000
		7.500.000	8.250.000	41.250.000	103.125.000

WP6		Teknologi:	Biologisk opgradering af biogas (methanisering)		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				15.000.000
			Andel af anlæg		
			1%	2%	4%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	30.000.000	900.000.000	1.800.000.000	3.600.000.000
		15.000.000	450.000.000	900.000.000	1.800.000.000
		7.500.000	225.000.000	450.000.000	900.000.000

WP6		Teknologi:	Biologisk opgradering af biogas (methanisering)		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				15.000.000
			Andel af anlæg		
			2%	4%	8%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	30.000.000	52.800.000	105.600.000	211.200.000
		15.000.000	26.400.000	52.800.000	105.600.000
		7.500.000	13.200.000	26.400.000	52.800.000

WP7		Teknologi:	Samlet vurdering koncept, LCA + eco-efficiency		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				550.000
			Andel af anlæg		
			2%	4%	8%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	1.100.000	66.000.000	132.000.000	264.000.000
		550.000	33.000.000	66.000.000	132.000.000
		275.000	16.500.000	33.000.000	66.000.000

WP7		Teknologi:	Samlet vurdering koncept, LCA + eco-efficiency		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				550.000
			Andel af anlæg		
			10%	15%	25%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	1.100.000	6.050.000	9.075.000	15.125.000
		550.000	3.025.000	4.537.500	7.562.500
		275.000	1.512.500	2.268.750	3.781.250

Før WP5		Teknologi:	Forbehandlingsanlæg, KOD til biopulp		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				25.000.000
			Andel af anlæg		
			0,5%	1%	2%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	50.000.000	750.000.000	1.500.000.000	3.000.000.000
		25.000.000	375.000.000	750.000.000	1.500.000.000
		12.500.000	187.500.000	375.000.000	750.000.000

Før WP5		Teknologi:	Forbehandlingsanlæg, KOD til biopulp		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				25.000.000
			Andel af anlæg		
			2%	6%	10%
	Gennemsnitlig omsætning pr rensanlæg	50.000.000	55.000.000	165.000.000	275.000.000
		25.000.000	27.500.000	82.500.000	137.500.000
		12.500.000	13.750.000	41.250.000	68.750.000

Markedspotentiale for dansk teknologi. Rådgivning alene

SAMLET	Samlet potentiale, Europa		
	lav	mellem	høj
	569.000.000	1.327.000.000	2.811.500.000
	284.500.000	**663.500.000**	1.405.750.000
	142.250.000	331.750.000	702.875.000

Forøgelse i eksport **3,7** %

Verden	10500	renseanlæg > 50.000 pe
Europa	3.000	renseanlæg > 50.000 pe

WP1	Teknologi:	Forfiltrering & Bypass styring		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				2.000.000 kr
		Andel af anlæg		
		0,5%	1%	2%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	4.000.000	60.000.000	120.000.000	240.000.000
	2.000.000	30.000.000	60.000.000	120.000.000
	1.000.000	15.000.000	30.000.000	60.000.000

WP2	Teknologi:	Lattergas sensorer & Styring		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				150.000
		Andel af anlæg		
		2%	10%	25%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	300.000	63.000.000	315.000.000	787.500.000
	150.000	31.500.000	157.500.000	393.750.000
	75.000	15.750.000	78.750.000	196.875.000

WP3, WP5, WP6	Teknologi:	Værdikæde KOD, frigivelse af RT og KOD udrådning		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				2.000.000
		Andel af anlæg		
		1%	2%	4%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	4.000.000	120.000.000	240.000.000	480.000.000
	2.000.000	60.000.000	120.000.000	240.000.000
	1.000.000	30.000.000	60.000.000	120.000.000

Anlæg med monoincineration

100

WP4	Teknologi:	Elektrodialyse af aske		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg				20.000.000
		Andel af anlæg		
		2%	4%	8%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	40.000.000	80.000.000	160.000.000	320.000.000
	20.000.000	40.000.000	80.000.000	160.000.000
	10.000.000	20.000.000	40.000.000	80.000.000

teknologi & rådgivning

SAMLET	Teknologi:	Samlet potentiale, DK		
		lav	mellem	høj
		131.450.000	330.950.000	608.825.000
		65.725.000	**165.475.000**	304.412.500
		32.862.500	82.737.500	152.206.250

DK	33	Fælles biogasanlæg & 6 industrianlæg til methanisering
DK	55	renseanlæg med rådnetanke

WP1	DK	Teknologi:	Forfiltrering & Bypass styring		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg					2.000.000
			Andel af anlæg		
			10%	15%	25%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg		4.000.000	22.000.000	33.000.000	55.000.000
		2.000.000	11.000.000	16.500.000	27.500.000
		1.000.000	5.500.000	8.250.000	13.750.000

WP2		Teknologi:	Lattergas sensorer & styring		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg					150.000
			Andel af anlæg		
			20%	35%	50%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg		300.000	3.300.000	5.775.000	8.250.000
		150.000	1.650.000	2.887.500	4.125.000
		75.000	825.000	1.443.750	2.062.500

WP3, WP!	DK	Teknologi:	Værdikæde KOD, frigivelse af RT og KOD udrådning		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg					2.000.000
			Andel af anlæg		
			5%	10%	15%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg		4.000.000	11.000.000	22.000.000	33.000.000
		2.000.000	5.500.000	11.000.000	16.500.000
		1.000.000	2.750.000	5.500.000	8.250.000

Anlæg med monoincineration

2

WP4		Teknologi:	Elektrodialyse af aske		
Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg					20.000.000
			Andel af anlæg		
			0%	50%	100%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg		40.000.000	-	40.000.000	80.000.000
		20.000.000	-	20.000.000	40.000.000
		10.000.000	-	10.000.000	20.000.000

WP4	Teknologi:	Anammox		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			1.500.000
		Andel af anlæg		
		1%	2%	4%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	3.000.000	90.000.000	180.000.000	360.000.000
	1.500.000	45.000.000	90.000.000	180.000.000
	750.000	22.500.000	45.000.000	90.000.000

WP4	Teknologi:	Anammox		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			1.500.000
		Andel af anlæg		
		2%	10%	25%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	3.000.000	3.300.000	16.500.000	41.250.000
	1.500.000	1.650.000	8.250.000	20.625.000
	750.000	825.000	4.125.000	10.312.500

WP6	Teknologi:	Biologisk opgradering af biogas (methanisering)		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			1.000.000
		Andel af anlæg		
		1%	2%	4%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	2.000.000	60.000.000	120.000.000	240.000.000
	1.000.000	30.000.000	60.000.000	120.000.000
	500.000	15.000.000	30.000.000	60.000.000

WP6	Teknologi:	Biologisk opgradering af biogas (methanisering)		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			15.000.000
		Andel af anlæg		
		2%	4%	8%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	30.000.000	52.800.000	105.600.000	211.200.000
	15.000.000	26.400.000	52.800.000	105.600.000
	7.500.000	13.200.000	26.400.000	52.800.000

WP7	Teknologi:	Samlet vurdering koncept, LCA + eco-efficiency		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			550.000
		Andel af anlæg		
		2%	4%	8%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	1.100.000	66.000.000	132.000.000	264.000.000
	550.000	33.000.000	66.000.000	132.000.000
	275.000	16.500.000	33.000.000	66.000.000

WP7	Teknologi:	Samlet vurdering koncept, LCA + eco-efficiency		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			550.000
		Andel af anlæg		
		10%	15%	25%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	1.100.000	6.050.000	9.075.000	15.125.000
	550.000	3.025.000	4.537.500	7.562.500
	275.000	1.512.500	2.268.750	3.781.250

Før WP5	Teknologi:	Forbehandlingsanlæg, KOD til biopulp		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			1.000.000
		Andel af anlæg		
		0,5%	1%	2%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	2.000.000	30.000.000	60.000.000	120.000.000
	1.000.000	15.000.000	30.000.000	60.000.000
	500.000	7.500.000	15.000.000	30.000.000

Før WP5	Teknologi:	Forbehandlingsanlæg, KOD til biopulp		
	Gennemsnitlig Investering pr renseanlæg			15.000.000
		Andel af anlæg		
		2%	6%	10%
Gennemsnitlig omsætning pr renseanlæg	30.000.000	33.000.000	99.000.000	165.000.000
	15.000.000	16.500.000	49.500.000	82.500.000
	7.500.000	8.250.000	24.750.000	41.250.000

Bilag 12: Publikationsliste for VARGA projektet

VARGA – Ekstern formidling af projektet:

Dato	Medie – evt. forfatter	Emne – titel og evt. forfatter
Generelt		
2017	VARGA Logo og diagram	
2017 – 5. okt.	VARGA Hjemmeside	www.projekt-varga.dk
	VARGA Standardpræsentation	Standardpræsentation udarbejdet på dansk og engelsk
2020	https://vimeo.com/476605932/91542c3b6c	3 minutters præsentations-film om VARGA projektet på dansk og engelsk
14.07.2022 30.08.2022 22.12.2022 01.02.2023	**Newsletters (Unisense):** Webinars and IWA World Water Congress New Speaker for the Webinar Next Week Happy Holidays - See you in 2023 German Webinar: N_2O Sources & Strategies | New Distributor	
25.05.2021 01.06.2021 04.06.2021 13.09.2021 04.03.2022 22.03.2022 15.07.2022 24.08.2022 30.08.2022 02.09.2022 12.09.2022 14.09.2022 16.09.2022 23.09.2022 01.02.2023 16.02.2023	**SoMe posts (Unisense):** IWA VARGA video IWA Maria Farago IWA MHA oplæg VARGA artikel Webinar: Towards Carbon Neutral Wastewater Webinar: Towards Carbon Neutral Wastewater - Unisense Environment We are looking forward to the IWA #WorldWaterCongress this September in Webinar: Working towards Net Zero Webinar: Working towards Net Zero Webinar: Working towards Net Zero We ended the #WorldWaterCongress, as we started. On a high note. The interest in We have enjoyed a busy first few days of the IWA #WorldWaterCongress, and The International Water Association #WorldWaterCongress is finally under way Here are the results of 3.5 years of nitrous oxide measurements and #emission Webinar: N2O is das größte Klimaproblem auf der Kläranlage In this tech note, presented at the IWA #WorldWaterCongress by Ellen Marie	
Besøgende til Renseanlæg Avedøre		
2017 – 8. juni	MST og DAKOFA	VARGA
2017 – 27. okt.	Delegation fra Tyrkisk Miljøministerium	VARGA
2017 – 13. nov	Singapores Miljø og vand ressource minister med delegation	VARGA

2017 – 22. nov.	Østrigsk 'delegation	VARGA
2018 – 10. juli	Syd Koreansk delegation	VARGA
2018 – 11. juli	Kinesisk delegation	VARGA
2018 – 6. sept.	Norske VEAS	VARGA
2019 - 27, febr.	Argentina - Driftssamarbejde	VARGA
2019 – 22. mar.	DTU 30 MSc studerende	VARGA
2019 – 4. apr.	Danida Fellowship Center	VARGA
2019 – 21. juni	Danida Fellowship Center	VARGA
2019 - juni	Svensk besøg af 70 spildevandsteknikere	VARGA
2021	Internationale delegationer hos BIOFOS, herunder DANIDA fellowship kursus.	VARGA
2022	IWA World Water Congress & Exhibition, Copenhagen, Technical Tour	Fremvisning af forfilteranlæg (Salsnes) og Elektrodialyse af aske (DTU-pilotanlæg) og N_2O kontrol (Unisense)
Indlæg på møder, seminarer, webinar og konferencer		
2017 – 8. juni	Dansk Vandaccelerator	VARGA
2017 – 15. juni	DANVA temadag – spildevand, affald og nye produkter fra idé til projekt	VARGA
2017 – 3. nov	Spildevandsteknisk Forenings Døgnkursus	VARGA
2017 – 3. nov.	Miljø og fødevareministeriets temadag	VARGA
2017 – 14/15. nov.	Dansk Vand konference (3 præsentationer)	(1) Fyrtårnsprojekt VARGA v. Nick Ahrenfeldt (2) Separat udrådning af KOD biopulp v. Jakob K. Andersen (3) Fosfor genvinding i BIOFOS v. Peter Jørgensen
2018 – 7. sept.	Miljø & Fødevare Ministeriet temadag	VARGA
2018 – 13/14. nov.	Dansk Vand Konference (3 præsentationer)	(1) Energikonvertering fra KOD til biogas v. Jakob K. Andersen
2019 - 6.maj	Vandpolitisk Netværk	VARGA
2019 – 21. maj	DAKOFA Madaffald	Fra bioaffald til biogas og videre til dyrefoder v. Jakob K. Andersen

2019 - juni	16th World Congress on Anaerobic Digestion, Delft	Continuous biomethanation of organic fraction of municipal solid waste under extrem ammonia levels v.Miao Yan et.al.
2019 – 23-25. sept.	NORDIWA – Helsinki (2 præsentationer)	(1) The resource recovery WWTP in full scale v. Nick Ahrenberg (2) Biological Upgrading of Biogas and Production of Single Cell Proteins (FUBAF afledt af VARGA) v. Jeanette A. Madsen
2019 – 8.-11 sept.	3rd IWA Resource Recovery Conference, Venice Italy (2 præsentationer)	Biological Upgrading of Biogas and Production of Single Celle Proteins (FUBAF afledt af VARGA).v. Jeanette A. Madsen (2) Upgrading wastewater treatment plant to resource recovery, the VARGA project v. Dines Thornberg
2019 – 30-31. okt	High Tech Summit at DTU	Quantifying the sustainability at resource recovery facilities. V.Maria Faragó
2019 -	Dansk Vand Konference (2 indlæg)	(1) LCA: et værktøj til planlægning af vandressourcegenvinding. v. Maria Faragó (2) Fra Urbant Bioaffald til Animalsk Foder (FUBAF afledt af VARGA) v. Jakob K. Andersen
2020 – 28. jan	REGAS	Renewable Gas in the Energy System v. Panagiotis Tsapekos
2020 – 16. april	Webinar: STOWA, NL: Community of Practise (CoP Lachgas).	Nitrous Oxide (N_2O based control) and national monitoring results v. Mikkel H. Andersen
2020 – 23. juli	Webinar: WIPAC, UK,)	Nitrous Oxide (N_2O) based control v. Mikkel H. Andersen
2020 – 1-3. sept.	IWA Nutrient removal and recovery, Helsinki (2 præsentationer)	(1) Recycle Sewage Sludge Ash by Recovering Phosphorus and Recycling the Ash Residue as Cement in Concrete (Silica Sand project afledt af VARGA) v. Katrine Led. (2) Recovery of Residual Resources for Protein Production – the FUBAF Project (afledt af VARGA) v. I. Angelidaki
2020 – okt.	Ragnsells seminar	Value adding recycling of sewage sludge in concrete.
2020 – nov.	Konference om en energi- og klimaneutral vandsektor (DI, november 2020)	VARGA
2020 – 25. nov.	Dansk Vand Konference (3 præsentationer)	(1) VARGA energi og ressource anlæg v. Dines Thornberg. (2) Fra Urbant Bioaffald til Animalsk Foder (FUBAF – afledt af VARGA) v. Jacob K. Andersen. (3) Genanvendelse af spildevandsslamaske, udvinding af fosfor og cementerstatning (Silica Sand projekt afledt af VARGA) v. Katrine Led

	MIDAS temadag	Langtidsmålinger of styring af lattergas på renseanlæg
2020	IWA NRR2020 Workshop Molecular biology – how can we use it to understand nitrogen removal processes?	Valorisation of wastewaters and biowastes to proteinous animal feed v. I. Angelidaki
	6 webinar til spildevandsselskaber i Holland og England.	VARGA - Unisense
2021 - maj	IWA WWC e-konference	Measuring the environmental and economic consequences of a water resource recovery facility in Copenhagen v. Maria Faragó
2021	IWA Digital World Water Congress	Effect of nitrogen loading and control strategies on online N_2O emission and CO_2 accounting at fullscale. v. Mikkel H. Andersen et. al.
2021 – 16. juni	Webinar SWIG: Achieving net zero: how do we use monitoring for energy management?	VARGA - Unisense
2021 - juni	8th International Conference on sustainable solid waste management, Thessaloniki	Ex-situ bio-biomethanation at up-flow reactors v. Peprah Maria et.al.
2021 – 21-25 juni	IWA ECO STP,	Biological Upgrading of Biogas and Production of Single Cell Proteins
2021 - august	Dansk Industri: Vejen til en energi- og klimaneutral vandsektor	Ressourcegenvinding i et livscyklusperspektiv v. Martin Rygaard et.al.
2021 – 19. august	Webinar: IWA Digital World Water Congress (DWWC 2021)	Long-term N_2O Monitoring & Mitigation Control v. Mikkel H. Andersen
2021 – 29. Sep.	Nordiwa, Göteborg	From Urban Biowaste to Animal Feed (FUBAF) v. Jakob K. Andersen
2021 – 14. oktober	WIPAC, UK, Net Zero Round Table,	Potentials for N_2O monitoring and control strategies v. Mikkel H. Andersen
2021- 28. oktober	EnviDan intern konference	VARGA
2021 – 24. nov.	Dansk Vand	Fra Urbant Bioaffald til Animalsk Foder (FUBAF) v. Jakob K. Andersen
2022 – 19. jan.	DANVA – temadag energi og ressourcer	Fra Urbant Bioaffald til Animalsk Foder (FUBAF afledt af VARGA) v. Jacob K. Andersen.
2022 – 24. marts	Webinar: Towards Carbon Neutral Wastewater: https://unisense-environment.com/events/webinar-towards-carbon-neutral-wastewater/	Potentials for N_2O monitoring and control strategies v. Mikkel H. Andersen
2022 – 7. sept.	Webinar: Working towards Net Zero: https://unisense-environment.com/events/webinar-working-towards-net-zero/	(1) The role of N_2O emissions in the life cycle assessment of a water resource recovery facility in Copenhagen v. Maria Faragó. (2) Evaluation of Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment in EU v. Dines Thornberg

2022 - sept.	IWA World Water Congress & Exhibition, Copenhagen	Direct effect of Activated Sludge concentration on N_2O Emission and CO_2-eqv accounting at full-scale v. Mikkel H. Andersen
2022 – 23/24. nov.	Dansk Vand Konference	Vandressource anlæg Avedøre v. Dines Thornberg
2022 – 8. dec.	PhD afhandling	Sustainability assessment of water resource recovery facility v. Maria Faragó
2023 – 22. feb.	Webinar: N_2O ist das größte Klimaproblem auf der Kläranlage: https://unisense-environment.com/events/n2o-is-das-grosste-klimaproblem-auf-der-klaranlage/	Mitigation von Lachgas auf der Kläranlage Avedøre, Kopenhagen v. Bastian Piltz
Artikler i tidsskrifter og Posters v. konferencer		
2018 – 16-21. sept.	IWA - World water Conf. Tokyo 3 VARGA poster sessions	(1) Transfer from wastewater treatment to circular economy in Copenhagen v. Dines Thornberg et.al. (2) Harvesting carbon in wastewater – a way to optimize energy production and increase the capacity of WWTPs v. Jeanette A. Madsen et.al. (3) WWTP supporting circular economy by utilizing organic waste for biogas and organic fertilizer v. Jakob K. Andersen et. al.
2018 – 27/28. sept.	Sustainable Cities Conference, Beijing	VARGA
2018	Videnskabelig artikel i Bioresource Technology no. 247	Process performance and modelling of anaerobic digestion using source-sorted organic household waste. v. Benyamin Khoshnevisan et.al.
2018	Videnskabelig artikel i Energy Conversion and Management no. 169	Co-digestion and model simulations of source separated municipal organic waste with cattle manure under batch and continuously stirred tank reactors. v. Panagiotis Tsapekos et.al.
2019 – 24. jan.	IsleUtility via CALL	VARGA
2019	Videnskabelig artikel i Energy Conversion and Management no. 180.	Co-digestion of municipal waste biopulp with marine macroalgae focusing on sodium inhibition. Panagiotis Tsapekos et al.
2019 – 7. juni	WaterTech	Her får man styr på den mest potente drivhusgas.
2019 – 30. juni	MSc.Thesis, DTU.	Exploring value metrics in the eco-efficiency assessment of wastewater treatment. An economic and environmental assessment of

		a Danish wastewater resource recovery facility. v. Heidi Nafis
2019	Videnskabelig artikel i Bioresource Technology no. 286.	Acclimatization contributes to stable anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste under extreme ammonia levels: Focusing on microbial community dynamics v. Miao Yan et.al
2019 – 1.-4. sept.	The 10th. IWA Symposium on Modelling and Integrated Assessment (Watermatex 2019) in Copenhagen	Life cycle assessment and eco-efficient of a water resource recovery facility – Poster v. Maria Faragó
2020	Videnskabelig artikel i Construction and Building Materials no. 249	Sewage sludge ash as resource for phosphorous and material for clay brick manufacturing v- Lisbeth M. Ottosen et.al.
2020	Videnskabelig artikel i Environmental Science & Technology Vol. 53, 21	Assessment of Full-Scale N_2O Emission Characteristics and Testing of Control Concepts in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant with Alternating Aerobic and Anoxic Phases v. Xueming Chen et.al.
2020	Videnskabelig artikel i Environmental Science Technology no 54	Insights into Ammonia Adaptation and Methanogenic Precursor Oxidation by Genome-Centric Analysis. Miao Yan et al.
2020	Videnskabelig artikel i Waste Management no. 113.	Potassium inhibition during sludge and biopulp co-digestion; experimental and model-based approaches. Xiao Zha et al.
2021	Videnskabelig artikel i Water Research no. 204.	From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation v. Maria Farago et.al
2021	Videnskabelig artikel i Bioresource Technology no. 340	Ex-situ biogas upgrading in thermophilic up-flow reactors: The effect of different gas diffusers and gas retention times. Parisa Ghofrani-Isfahani et al.
2021	Videnskabelig artikel i Energy Conversion and Management no. 244.	Pilot-scale biomethanation in a trickle bed reactor: Process performance and microbiome functional reconstruction. Panagiotis Tsapekos et al.
2022	Videnskabelig artikel i Resources, Conservation & Recycling no. 176	Utilization of acid washed sewage sludge as sand or cement replacement in concrete v- Lisbeth M. Ottesen et.al.
2022-april	The Source	Climate positive – Wastewater Treatment the Copenhagen way v. Dines Thornberg
2022-aug.	Spildevand no. 3 (Spildevands Teknisk Forening)	Det storkøbenhavnske spildevand skal udnyttes endnu bedre v. Dines Thornberg

2022	Videnskabelig artikel i Renewable Energy no. 201.	Lab- and pilot-scale anaerobic digestion of municipal bio-waste and potential of digestate for biogas upgrading sustained by microbial analysis. Panagiotis Tsapekos et al.
2023 - jan	WaterTech	Innovation kan bringe os tættere på fuld udnyttelse i ressourceanlæg v. Dines Thornberg et.al.
2023	Videnskabelig artikel I Env. Sci. & Pollution Research (afventer publicering)	Simultaneous phosphorous extraction and heavy metal removal from sewage sludge ash by electrodialysis in a tube reactor. L. Ottesen, D. Thornberg.

VARGA

Fyrtårnsprojektet har følgende hovedformål: i) At udvikle en robust værdikæde for udnyttelse af næringsstofferne i byernes affald og spildevand til produktion af fødevarer, ii) at udvikle et koncept for opgradering af et konventionelt spildevandsrenseanlæg til fremtidens WRRF (Water Ressource Recovery Facility), iii) at demonstrere dette på Renseanlæg Avedøre med en kapacitet på 400.000 PE. Denne størrelse gør det interessant i forhold til mange anlæg i andre lande, og anlægget vil således kunne fungere som en international showcase for dansk miljøteknologi. Dertil vil projektet demonstrere synergier ved samarbejde om udnyttelse af ressourcer på tværs af vand- og affaldssektorerne.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk